

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CATARINA NUNES SOARES SILVA

**EFICIÊNCIA DE REDUTORES DE CAPTURA INCIDENTAL NA PESCA
ARTESANAL DO CAMARÃO SETE-BARBAS (*Xiphopenaeus kroyeri*) NO PARANÁ,
BRASIL**

PONTAL DO PARANÁ

2011

CATARINA NUNES SOARES SILVA

EFICIÊNCIA DE REDUTORES DE CAPTURA INCIDENTAL NA PESCA
ARTESANAL DO CAMARÃO SETE-BARBAS (*Xiphopenaeus kroyeri*) NO PARANÁ,
BRASIL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientadores: Matt Broadhurst

Henry Louis Spach

PONTAL DO PARANÁ

2011

*Para ser grande, sê inteiro: nada
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa.
Põe quanto és
No mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda
Brilha, porque alta vive.*

Fernando Pessoa

AGRADECIMENTOS

*Um muito obrigada,
ao professor Henry Spach pela orientação, compreensão e amizade,
ao Matt Broadhurst pelos valiosos e energéticos conselhos,
aos meus pais pelo apoio incondicional,
ao João por me acompanhar em todos os momentos,
ao Sr. Jair, Fico, Maico, Taico e Alex pelos ensinamentos e paciência,
aos amigos e colegas de laboratório Cattani, Hugo, Andréia, Bianca, Ciro, Batata, Lily,
Ana Carolina, Rodolfo, Carioca e Gabriel, pelo companheirismo e por toda a ajuda nas
coletas e triagens,
às amigas “pontalinas” Ana, Jenyffer, Lu, Cris, Vivi e Luana pelos jantares e desabafos,
à CAPES e ao laboratório de Ecologia de Peixes (CEM) pelo financiamento,
à coordenação da PGSISCO, ao Cleiton, Júnior e Sr. João pela disponibilidade e ajuda e
finalmente, ao Meclin® pela perseverante presença nos altos e baixos das coletas.*

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| Resumo..... | 2 |
| Abstract | 4 |
| Prefácio..... | 5 |
| Introdução geral..... | 6 |
| Hipóteses e objetivos gerais | 14 |
| Materiais e métodos gerais..... | 14 |
| Capítulo I: Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery | 22 |
| Resumo | 23 |
| Abstract..... | 24 |
| Introduction | 25 |
| Materials and methods..... | 27 |
| Results | 30 |
| Discussion..... | 32 |
| References | 36 |
| Capítulo II: Selectivity of square-mesh codends in an artisanal fishery in southern Brazil | 49 |
| Resumo | 50 |
| Abstract..... | 51 |
| Resumen | 52 |
| Introduction | 53 |
| Methods | 54 |
| Results | 56 |
| Discussion..... | 58 |
| References | 62 |
| Considerações finais..... | 65 |
| Referências bibliográficas | 67 |
| Anexos..... | 73 |

RESUMO

O arrasto do camarão é um tipo de pesca pouco seletiva contribuindo com uma elevada quantidade de capturas incidentais para as estimativas globais de descarte. Na região do Paraná a pesca artesanal de arrasto do camarão é uma atividade muito importante em termos socioeconômicos sendo responsável pela captura de grandes quantidades de organismos indesejados (coletivamente denominados de '*bycatch*'). Com o objetivo de reduzir os impactos da pesca artesanal, foram testados dispositivos de redução de *bycatch* a bordo de uma embarcação da região. No experimento 1 do primeiro capítulo foi utilizada uma rede com ensacador com uma grelha Nordmøre pequena (550x342 mm), com 24 mm de espaçamento entre as barras. Comparando com a rede convencional (controle), a rede com grelha reduziu significativamente as capturas de *bycatch* total (o peso médio previsto foi reduzido em 56%), de *Brachyura* (em 79%) e de teleósteos (em 50%). Apesar de as capturas de camarão não terem sido afetadas de modo significativo, o peso médio previsto foi reduzido em 12% pela rede com grelha. No experimento 2 do primeiro capítulo foram utilizadas três redes com grelhas Nordmøre grandes (630x424 mm) com 24 mm de espaçamento entre as barras e foram testados os efeitos do material da grelha, do diâmetro das barras e da presença ou ausência de painel guia no ensacador. Comparando com a rede controle, todas as redes com grelha grande reduziram significativamente o *bycatch* total em termos de peso (47 a 54%). As três grelhas mostraram-se muito eficientes em termos de redução das capturas de *Brachyura* porém não foram tão eficientes para teleósteos como a grelha pequena. Não foram observados efeitos significativos para os diferentes materiais nem para o diâmetro das barras sugerindo a possível utilização de materiais mais acessíveis (e.g. madeira) para a construção das grelhas. Uma vez que não se verificou uma redução nas capturas de camarão nas redes com grelha grande poderá ser possível a diminuição do espaçamento entre as barras. No segundo capítulo a seletividade de dois ensacadores de malha quadrada com diferentes materiais (poliamida e polietileno) e malhagens (30- e 32-mm) foi investigada. Relacionando com a rede controle, foi observada uma redução não significativa no número de *bycatch* total de 10 a 17% para as redes de malha quadrada de 30- e 32-mm, respectivamente. Adicionalmente, verificou-se um aumento altamente significativo da seletividade por tamanho para a espécie alvo (*Xiphopenaeus kroyeri*) e para a espécie não alvo mais frequente (*Stellifer rastrifer*) nas redes com dispositivo. Tendo em conta que os resultados obtidos neste estudo mostraram uma evidente utilidade do uso de dispositivos de redução de *bycatch* para o aumento da

seletividade da rede de arrasto e consequentemente para a diminuição do impacto da pesca, torna-se essencial uma pesquisa contínua de soluções técnicas alternativas a serem incorporadas na estratégia de gestão pesqueira do litoral do Paraná.

Palavras-chave: pesca artesanal, arrasto camaroeiro, dispositivos de redução de *bycatch*, seletividade, descarte

ABSTRACT

Shrimp trawls are poorly selective and contribute towards much of the overall total estimate of global discards. In Paraná, Brazil the artisanal shrimp trawl fishery is a very important activity in socioeconomic terms, however it is also responsible for the capture of large quantities of unwanted organisms (collectively termed 'bycatch'). This thesis describes experiments that aimed to reduce the impacts of the artisanal fishery, through the development of bycatch reduction devices (BRDs). In the first experiment of chapter 1, a small Nordmøre-grid (550x342 mm) with 24-mm bar spaces was tested. Compared to the control, the Nordmøre-grid significantly reduced total bycatch (predicted mean weight reduced by 56%), *Brachyura* (by 79%) and teleosts (by 50%). Although not significant, the Nordmøre-grid reduced the predicted mean weight of seabob shrimp by 12%. In the second experiment of chapter 1, the effects of grid material, bar diameter and the presence or absence of a guiding panel were investigated for a large Nordmøre-grid (630x424 mm, three designs, all comprising 24-mm bar spaces). Compared to the control, all three Nordmøre-grids significantly reduced bycatch in terms of total weight (47 to 54%). The three grids were very efficient in reducing the catches of *Bachyura* but were not as efficient for teleosts. No significant effects were observed for the different materials or for the bar diameter, suggesting the possible use of more accessible materials (e.g. wood). Once there was no losses in the catches of shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*), it may be possible to reduce spacing between the bars of the large grid. In the second chapter, the selectivity of two square-mesh codends with different materials (polyamide and polyethylene) and mesh sizes (30- and 32-mm) was investigated. Compared to the control, both square-mesh codends reduced the number of total bycatch (by 10 to 17%, for the 30- and 32-mm square-mesh codends respectively), although not significantly. Additionally, both designs significantly improved size selectivity for the targeted *X. kroyeri* and for the most abundant non-target teleost (*Stellifer rastrifer*). Given that the results of this study showed a clear benefit of using BRDs to improve selectivity and thereby to reduce the impacts of fishing, ongoing research is essential for alternative technical solutions to be incorporated into the fisheries management strategy off the coast of Paraná.

Keywords: artisanal fishery, shrimp trawl, bycatch reduction devices, selectivity, discards

PREFÁCIO

A presente dissertação foi estruturada conforme o modelo alternativo proposto pelo Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da Universidade Federal do Paraná. A primeira parte do trabalho, redigida em português, é composta por aspectos gerais da introdução, objetivos e metodologia, enquanto a segunda parte, redigida em inglês, inclui artigos científicos independentes, com objetivos específicos e estruturados conforme as regras de cada revista.

Este trabalho insere-se no projeto “Desenvolvimento de dispositivos de redução de *bycatch* na frota artesanal do litoral do Paraná, PR” do Laboratório de Ecologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar, assessorado por Matt Broadhurst do *National Marine Science Centre*, Austrália. O artigo científico do Capítulo I divide-se em duas partes: o primeiro experimento corresponde ao trabalho desenvolvido por CATTANI (2010) e o segundo experimento ao primeiro teste do presente trabalho. O segundo artigo científico (Capítulo II) é referente ao segundo teste deste estudo.

INTRODUÇÃO GERAL

Em 1995, YELLEN et al. descobriram fragmentos de ossos datados de aproximadamente 90 000 anos juntamente com vestígios abundantes de peixes (principalmente bagres). Estes são os primeiros indícios do uso de tecnologia de pesca por seres humanos, desenvolvida em África.

A pesca no Brasil é uma atividade importante desde antes da chegada de colonizadores portugueses, durante o século XVI, e os sambaquis (montes de conchas encontrados em várias regiões da costa do Brasil) são as provas de que, por vários séculos, comunidades indígenas se alimentavam de moluscos e peixes (DIEGUES, 2006). Nessa época, a principal preocupação era desenvolver novas tecnologias de pesca que aumentassem a quantidade de capturas, explorando o que se admitia ser recursos “inesgotáveis”. Em meados do século XX surgiu a conscientização de que essas tecnologias de pesca estavam causando um impacto significativo nos estoques pesqueiros e nos ecossistemas, porém a mudança no foco da tecnologia de pesca ocorreu apenas nas últimas décadas (KENNELLY & BROADHURST, 2002).

1. Pesca responsável

A pesca é uma atividade integral da maioria das sociedades e devido à sua enorme importância os recursos pesqueiros marinhos mundiais sofrem com os efeitos de uma forte exploração e degradação ambiental. De acordo com estudos recentes, 80% dos estoques mundiais de peixes para os quais existe informação disponível estão totalmente explorados ou sobreexplorados, próximos ou já ultrapassaram os níveis máximos de produção sustentável, e portanto necessitam de ser geridos efetivamente (FAO, 2009).

Segundo COCHRANE (2002), a responsabilidade do declínio dos estoques, da diminuição dos retornos financeiros e das oportunidades de emprego na pesca deve ser atribuída conjuntamente aos pescadores, às autoridades de gestão, aos cientistas e a todos os envolvidos na degradação ambiental; no entanto, devido à sua posição favorecida, o gestor pesqueiro é a pessoa indicada para observar as pescas, estabelecer as causas dos problemas observados e corrigir os problemas sob sua jurisdição. O sucesso de um sistema de gestão de pesca é determinado por objetivos biológicos, sociais, econômicos e políticos. Obviamente os objetivos sociais e econômicos não serão cumpridos caso a sustentabilidade dos estoques

pesqueiros esteja ameaçada, assim como os objetivos biológicos provavelmente não serão supridos sem se considerar os econômicos e sociais (BEDDINGTON, 2007). Um exemplo de um objetivo ecológico de um plano de gestão é a minimização dos impactos de pesca no ambiente físico, nas espécies associadas, nas espécies dependentes e nas espécies não alvo (COCHRANE, 2002).

Em 1995, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO – criou um código de conduta de pesca sustentável como resposta à preocupação global com a sobreexploração dos estoques pesqueiros mundiais, no qual foi estipulado o objetivo da gestão pesqueira como a promoção do uso sustentável dos recursos pesqueiros a longo prazo. Além disso, foi acordado que as organizações de gestão pesqueira deveriam adotar medidas apropriadas, baseadas nas melhores evidências científicas disponíveis as quais são designadas para manter ou restaurar os estoques em níveis máximos de produção sustentável. Uma dessas medidas é a minimização da captura de espécies não alvo através do desenvolvimento e uso de técnicas e redes de pesca mais seletivas, ambientalmente seguras e com bom custo-benefício (FAO, 1995).

2. Porquê se preocupar com *bycatch*?

A recente crise na maioria dos estoques pesqueiros mundiais alertou pescadores comerciais e recreacionais, conservacionistas, ambientalistas, políticos, gestores pesqueiros e cientistas para a problemática do *bycatch* (KENNELLY & BROADHURST, 1995). Este conceito sofreu alterações ao longo do tempo e atualmente não existe uma definição comumente aceita. *Bycatch* é um termo relativamente impreciso pois “o *bycatch* de ontem pode ser a espécie alvo de hoje” (FAO, 2009). Neste trabalho a terminologia usada é a proposta por ALVERSON (1994) que define *bycatch* como todos os organismos capturados (incluindo as espécies não alvo com valor comercial – *byproduct*, as espécies não alvo sem valor comercial e as espécies alvo descartadas) junto com a espécie alvo com valor comercial. Estes organismos podem já estar mortos no momento do descarte ou então ficam debilitados devido ao estresse da captura e devolução ao mar, acabando por morrer devido a outros fatores. São vários os motivos de devolução de peixes, entre eles: o tamanho dos peixes ser inferior ao tamanho mínimo de desembarque, serem espécies para as quais a embarcação não possui cota, não serem espécies selecionadas para captura ou serem rejeitadas simplesmente

para liberar espaço no porão para outras espécies com maior valor econômico (COMISSÃO EUROPEIA, 2009).

As capturas incidentais da pesca por arrasto do camarão colocam um desafio particular à gestão sustentável das pescas. Este tipo de pesca é muito pouco seletivo contribuindo com mais de 27% para o peso anual global dos descartes. A maioria das pescas artesanais de camarão descartam quantidades negligenciáveis de *bycatch*, porém existem várias exceções particularmente quando são usadas embarcações de arrasto motorizadas (KELLEHER, 2005).

Além dos impactos ambientais provocados pelo descarte de espécies não alvo, como a redução da biomassa, a diminuição do recrutamento das espécies e alteração de processos ecossistêmicos, esta pesca não seletiva traz também implicações socioeconômicas pois os pescadores perdem tempo e esforço na separação do camarão e despendem mais combustível, pois necessitam fazer mais viagens e um maior número de arrastos para capturar as espécies alvo. Além do que já foi referido, as suas redes podem ainda ser danificadas pela elevada quantidade de organismos “indesejados” que são pescados. Por outro lado, a mortalidade de juvenis e subadultos diminui a produção dos estoques que são a base para outras pescarias (BROADHURST, 2000).

GILLETT (2008) apresenta quatro principais razões para justificar a necessidade de minimizar os impactos do *bycatch*:

- i. A falta de identificação de animais mortos e rejeitados, muitos dos quais são espécies vulneráveis ou ameaçadas, impede uma avaliação apropriada do seu *status* e tendências assim como também impede a gestão direta, aumentando o risco de esgotamento ou extinção;
- ii. O descarte de organismos não alvo cria interação com outras pescarias nas quais estas são as espécies alvo, complicando a avaliação e gestão;
- iii. O *bycatch*, assim como as capturas alvo, afetam a estrutura das cadeias tróficas e dos habitats;
- iv. O descarte de animais mortos levanta a questão ética sobre desperdício de recursos naturais.

Anualmente, em todo o mundo, são devolvidas ao mar aproximadamente 6,8 milhões de toneladas de organismos capturados incidentalmente, o que corresponde a 8,6 % das capturas totais (78,4 milhões de toneladas) (KELLEHER, 2005). Devido aos diferentes métodos de cálculo que foram utilizados, não é possível comparar diretamente esta estimativa com a realizada por ALVERSON em 1994, o qual estimou em 27 milhões de toneladas o descarte

anual global, no entanto, tendo em conta as tendências de muitas pescarias importantes, existem evidências de uma redução substancial dos descartes a nível global. Esta redução pode ser atribuída a dois fatores (KELLEHER, 2005):

- i. Uso de redes de pesca mais seletivas, introdução de regulamentações de *bycatch* e descartes, fortalecimento de medidas reguladoras e redução do esforço de pesca nas principais pescarias de arrasto;
- ii. Aumento da quantidade de *bycatch* retido para uso direto, como resultado da melhoria das tecnologias e da expansão de oportunidades do mercado (para transformação em ração ou silagem) e alteração da espécie alvo, passando a incluir espécies anteriormente descartadas.

3. Dispositivos de redução de *bycatch*

Os objetivos de um plano de gestão de pesca são atingidos através da implementação de uma estratégia, a qual será o elemento central do plano de gestão (COCHRANE, 2002). Numa tentativa de minimizar os impactos da pesca de arrasto nas espécies não alvo várias estratégias de gestão podem ser adotadas, como a restrição do tipo de rede, restrições temporais e dispositivos de redução de *bycatch* (*Bycatch Reduction Devices* – BRDs). Como o aumento da seletividade da rede, através da instalação de BRDs, evita as decisões políticas e econômicas mais dispendiosas (CAMPBELL & CORNWELL, 2008), esta tem sido a estratégia mais utilizada em diversas partes do mundo. Estes dispositivos são geralmente colocados dentro ou imediatamente antes do saco da rede ou ensacador pois observações sugerem que o processo de seleção para muitas espécies ocorre principalmente nesta região. Além disso, como os ensacadores de pesca são similares entre pescarias, modificações para aumentar a seletividade são assim mais facilmente implementadas, adotadas e regulamentadas (BACHE, 2003).

Os dispositivos de redução de *bycatch* podem ser classificados em duas amplas categorias: os que separam as espécies por comportamento, baseando-se no comportamento de fuga mais rápido dos peixes, como a janela de escape e a malha quadrada (Figura 1a) e os que separam as espécies por tamanho, excluindo indivíduos que são maiores do que as aberturas nas grelhas ou painéis oblíquos (Figura 1b). A combinação destas duas categorias de dispositivos permite a separação de um maior número de espécies e de tamanhos diferentes (BROADHURST, 2000).

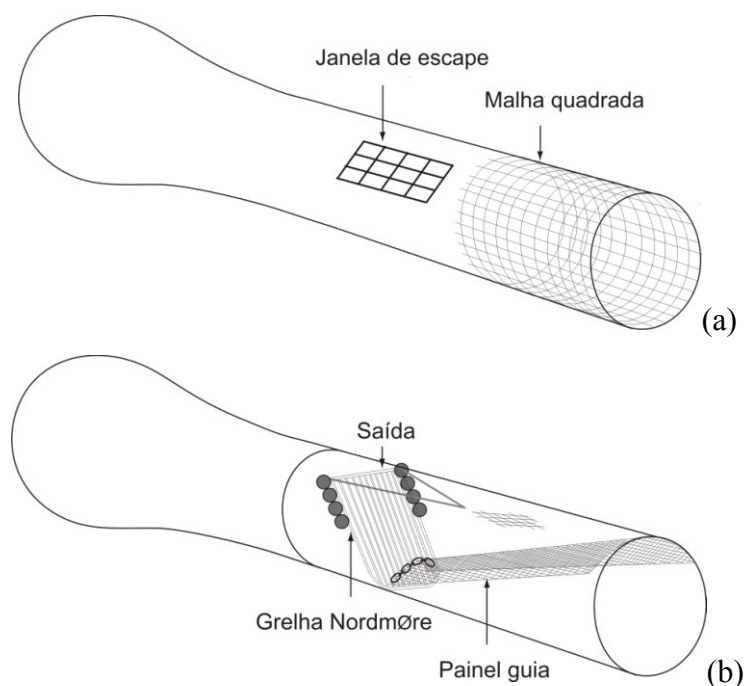


Figura 1 – Ensacadores com (a) Malha quadrada e janela de escape e (b) Grelha Nordmøre.

O dispositivo mais adequado para a efetiva redução do *bycatch* (sem comprometer as capturas da espécie alvo) depende das características da pescaria a ser examinada devido a fatores como o tamanho das redes, a duração e velocidade de arrasto, a profundidade, o habitat e as espécies capturadas. Portanto, apesar de alguns BRDs poderem ser utilizados em diferentes pescarias são necessários estudos prévios de modificações de design e reavaliações da eficiência dos dispositivos de modo a incorporar as propriedades individuais da pescaria. Adicionalmente, devido a avanços na tecnologia e alterações das espécies prioritárias, a pesquisa para o refinamento dos BRDs utilizados deve ser contínua (BROADHURST, 2000).

KENNELLY & BROADHURST (1996) e KENNELLY (1997) propuseram um protocolo para o desenvolvimento de BRDs para pesca de arrasto do camarão que inclui: (1) a obtenção de informações sobre a composição e quantidade de *bycatch*; (2) a identificação de espécies prioritárias; (3) testes de eficiência de BRDs; (4) a determinação da taxa de sobrevivência dos organismos que escapam dos BRDs e (5) a promoção da aceitação e adoção dos BRDs pela indústria (Figura 2).

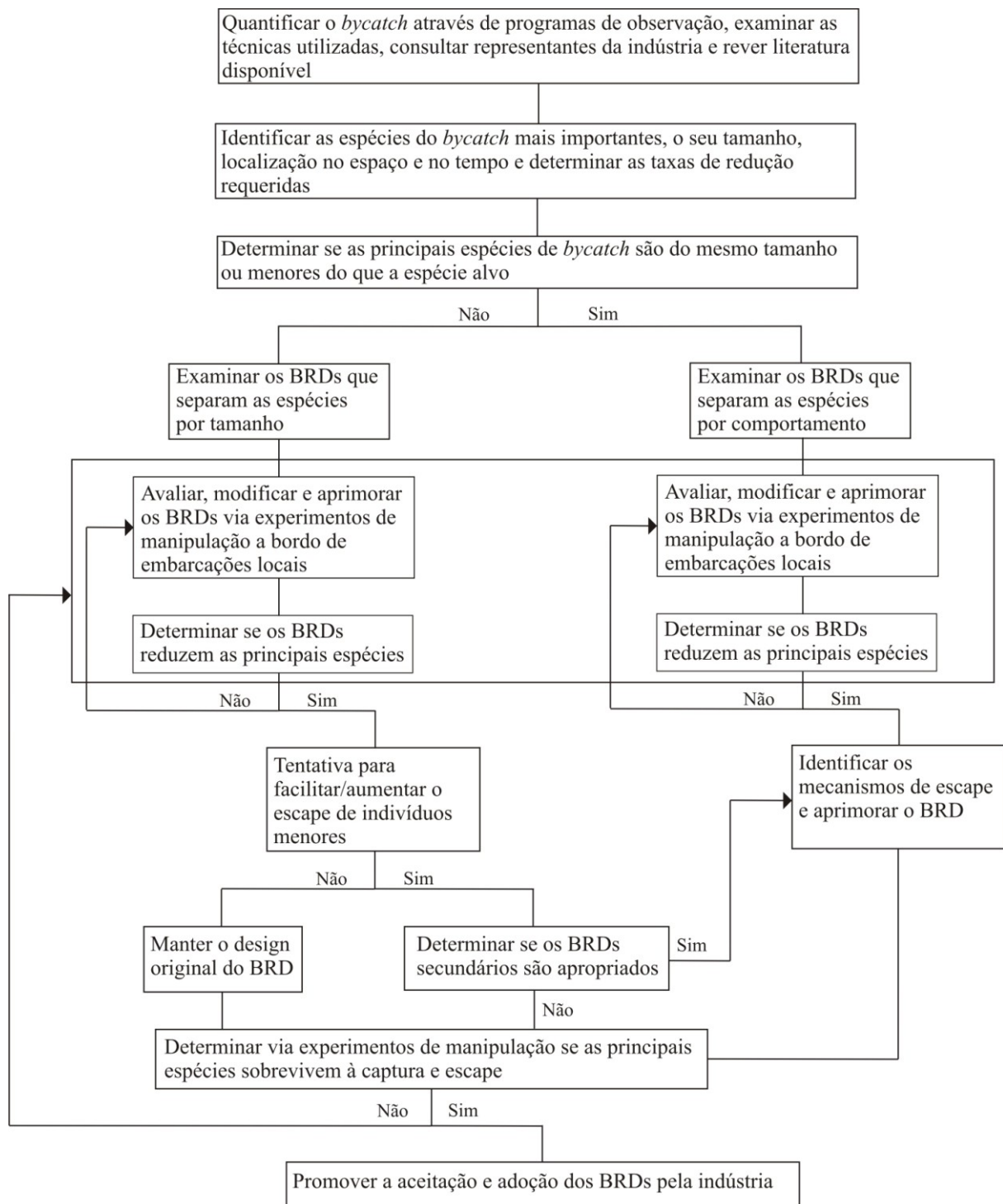


Figura 2 – Protocolo para o desenvolvimento de dispositivos de redução de *bycatch* para a pesca de arrasto de camarão (Adaptado de BROADHURST, 2000).

Nos países em desenvolvimento, apesar da sua contribuição para as estimativas globais de *bycatch* (KELLEHER, 2005), poucos estudos foram realizados com o objetivo de implementar dispositivos de redução de *bycatch* em pesca de arrasto de camarão (Tabela 1).

Tabela 1 – Experimentos realizados em países em desenvolvimento com dispositivos de redução de *bycatch* na pesca de arrasto de camarão.

| Localização | BRD examinado | Efeitos no <i>bycatch</i> (peso) | Efeitos na espécie alvo (peso) | Referência |
|-----------------------------|---|---|--|------------------------------|
| Mar sudoeste do Vietnã | JTED (dispositivo de exclusão de juvenis e lixo) | Redução 73% de peixes juvenis | Redução 8% | EAYRS et al., 2007 |
| Golfo da Califórnia, México | Malha quadrada/funil estendido | Redução 40% de <i>bycatch</i> total | Redução 7% | GARCÍA-CAUDILLO et al., 2000 |
| Patagônia, Argentina | DISELLA II e Grelha Nordmøre | Redução de <i>Merluccius hubbsi</i> : DISELLA II 77%; Grelha Nordmøre 61% | DISELLA II redução 47%; Grelha Nordmøre redução 8% | PETTOVELLO, 1999 |
| Argentina | DISELLA II | Redução <i>bycatch</i> total 71-100% | Redução 0-14% | ERCOLI et al., 1997 |
| Brasil | Redes curtas e RES (secção radial de escape) com malha quadrada | Redução de <i>bycatch</i> total: Redes curtas 17%; RES 48% | Redes curtas aumento 5%; RES redução 27% | CONOLLY, 1992 |
| Papua Nova Guiné | TED (dispositivo de eficiência de arrasto) | Redução 38% de peixes | Redução 18% | MATSUOKA & KAN, 1991 |
| Indonésia | BED (dispositivo de exclusão de <i>bycatch</i>) | Redução 58-64% de peixes | Redução 27% | NAAMIN & SUJASTANI, 1984 |

De fato, estudos demonstram que os BRDs constituem uma eficaz estratégia de gestão da pesca por arrasto do camarão pois podem reduzir significativamente as capturas incidentais. Além disso, a tecnologia de redução de *bycatch* pode contribuir para a melhoria das relações entre pescadores e gestores pesqueiros. Ao contrário do que acontece com a pesca incidental de espécies com interesse de conservação, os pescadores percebem mais facilmente a importância da redução de capturas incidentais quando se trata de juvenis de espécies com valor econômico, visto que o seu rendimento pode ser afetado a médio e a longo prazo e, deste modo, o envolvimento dos pescadores no desenvolvimento e nos testes dos dispositivos de redução de *bycatch* é facilitado (CAMPBELL & CORNWELL, 2008). Adicionalmente, o conhecimento local fornecido durante a participação dos pescadores possibilita o fortalecimento e a concordância do sistema de gestão com o sistema sócioecológico.

4. A pesca artesanal de camarão no litoral do Paraná

Atualmente a pesca artesanal é responsável por 64,6% (505 812 t) da pesca extrativa em todo o Brasil (IBAMA, 2007). O meio de subsistência do pescador artesanal marinho é baseado na pesca (em tempo parcial ou integral); este pescador possui um grande conhecimento sobre as técnicas de pesca; emprega membros da mesma família com uma base de partilha do habitat costeiro. As capturas são geralmente comercializadas em mercados, no entanto parte da produção é direcionada ao consumo familiar. A região sul do Brasil (estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul) possui 16 744 barcos artesanais registrados, dos quais apenas 3,5% são motorizados. Os principais problemas da região estão relacionados com conflitos com a frota industrial a qual invade as áreas costeiras e estuarinas, com a invasão pelo turismo, a degradação ambiental relacionada à presença de grandes centros industriais e a falta de organização das comunidades de pescadores (DIEGUES, 2006).

A atividade pesqueira no litoral do Paraná é considerada de pequena escala, com alguns pólos semi-industriais. As embarcações envolvidas na pesca de arrasto vão desde canoas a motor até barcos de médio porte com porão e autonomia de vários dias de viagem (ANDRIGUETTO-FILHO et al., 2006). A pesca de arrasto do camarão é uma das atividades de pesca mais comuns da região (ANDRIGUETTO-FILHO et al., 2009) e o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), capturado com redes de arrasto, é a principal espécie desembarcada no litoral do Paraná (NATIVIDADE, 2006). Segundo CARNIEL (2008), a composição do *bycatch* que acompanha as capturas na região é dominada por peixes (82,05%), seguidos por crustáceos (10,25%), moluscos (4,27%), equinodermos (2,56%) e cnidários (0,86%).

A pesca da região possui uma grande importância socioeconômica e a sobreexploração das unidades populacionais tem exercido uma elevada pressão sobre os ecossistemas marinhos, pelo que é cada vez mais urgente a necessidade de preservar e explorar de modo sustentável este recurso. Através de um aumento da seletividade das redes é possível minimizar o impacto ambiental da pesca de arrasto camaroeiro, assim como melhorar a qualidade de vida do pescador. Deste modo, o uso dos dispositivos de redução de *bycatch* na região é um mecanismo independente de controle da exploração da frota de arrasto de camarão.

HIPÓTESES E OBJETIVOS GERAIS

Para o presente estudo foram formuladas as seguintes hipóteses testáveis:

Hipótese de nulidade (H_0) - Se o escape de espécies não alvo não depende da utilização do BRD, então não espero encontrar diferenças significativas na quantidade de *bycatch* capturado com redes convencionais e com redes com BRD na pesca artesanal de arrasto do camarão no Paraná.

Hipótese alternativa (H_1) - Se o escape de espécies não alvo depende da utilização do BRD, então espero capturar uma quantidade significativamente menor de *bycatch* com as redes com BRD em relação à rede controle.

Deste modo este trabalho tem como objetivos gerais: (1) desenvolver dispositivos de redução de *bycatch* (BRDs) de baixo custo, apropriados para as embarcações e respectivas redes de arrasto utilizadas na pesca artesanal de arrasto do camarão no litoral do Paraná; (2) testar a eficiência de diferentes dispositivos de redução de *bycatch* a bordo de embarcações da frota do litoral paranaense e, se necessário, aperfeiçoá-los com o auxílio dos pescadores e (3) determinar qual dispositivo é o mais eficiente, ou seja, qual dispositivo evita a retenção da maior quantidade de *bycatch* sem comprometer a captura de camarão.

MATERIAIS E MÉTODOS GERAIS

Este projeto desenvolveu-se no litoral do Paraná (Figura 3) que se estende por aproximadamente 107 km e é delimitado ao norte pela vila de Ararapira (Lat. = 25°12'44"; L = 48°01'15" W. Grw.) e ao sul pela barra do rio Saí-Guaçu (Lat. = 25°58'38"; L = 48°35'26" W. Grw.). A planície litorânea possui entre 10 a 20 km de largura e atinge o máximo de 50 km na baía de Paranaguá (BIGARELLA, 2001).

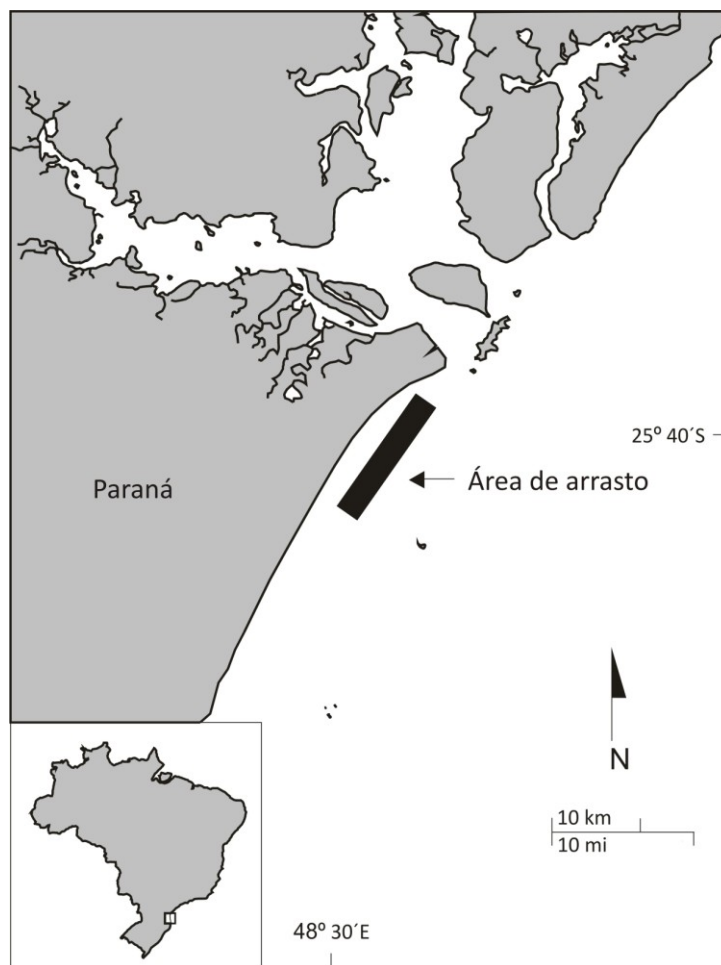


Figura 3 – Localização da área de estudo: litoral do estado do Paraná, Brasil

O recurso metodológico utilizado foi a pesquisa experimental, a qual se desenvolveu através da identificação e manipulação de variáveis relativas à hipótese de trabalho proposta inicialmente. Para isso, foram desenvolvidos os dispositivos de redução das capturas incidentais (BRDs) e testados a bordo de embarcações artesanais pesqueiras da região. Os experimentos foram realizados juntamente com os pescadores, os quais decidiram sobre o local e direção dos arrastos, o que possibilitou uma reprodução fidedigna das condições da faina. As rotas dos arrastos foram monitoradas por GPS e foi utilizado o software GPS Track Maker para localizar com precisão os locais arrastados. Para a realização dos arrastos no período de defeso do camarão sete-barbas (Março, Abril, Maio - Instrução Normativa do IBAMA no 189 de 23 de Setembro de 2008) foi obtida uma licença de coleta de material biológico (IBAMA número 10.876-1).

Os arrastos experimentais foram realizados a bordo da canoa “Joana IV” com 10 m de comprimento, motor de 18 KW e com capacidade para realizar arrastos duplos, ou seja, dois arrastos simultâneos. As duas redes de arrasto eram simultaneamente lançadas e puxadas à

mão, sem guindastes e foram utilizadas redes semelhantes, com malha diamante de 26 mm de poliamida (PA), com aproximadamente 8 m de distância entre as mangas e 8 m de comprimento (Figura 4). A rede controle (ou convencional) utilizada em todos os experimentos possuía malha diamante de 26 mm e o ensacador não possuía dispositivo de redução de *bycatch*. Esta rede é semelhante à utilizada pelos pescadores artesanais nos arrastos de camarão.

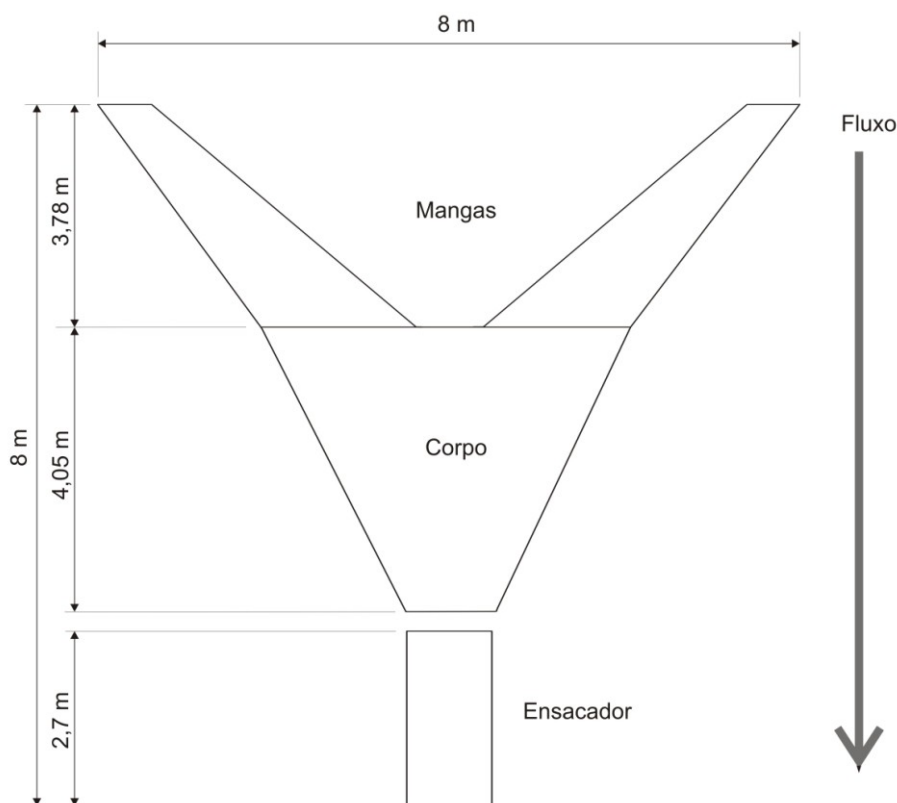


Figura 4 – Plano bidimensional da rede utilizada no estudo

Depois de construídas as redes e os diferentes dispositivos (construção manual e de baixo custo de modo a permitir a confecção pela própria comunidade tradicional) estas foram testadas para avaliar quais as condições ótimas em que trabalham. De modo a reduzir os erros, a ordem dos lados do arrasto foi aleatorizada dentro de cada bloco de testes. O primeiro experimento do capítulo 1 foi realizado por CATTANI (2010). A metodologia do segundo experimento do capítulo 1 (teste das grelhas grandes de 24 mm) e do experimento do capítulo 2 (teste dos ensacadores com malha quadrada) é descrita abaixo:

1. Teste das grelhas grandes de 24 mm

A grelha Nordmøre foi originalmente desenvolvida na Noruega por ISAKSEN et al. (1992) para a pesca de arrasto do camarão e tem se mostrado um dos mais eficazes dispositivos de redução de *bycatch*. A grelha retangular de alumínio com barras longitudinais é colocada no ensacador com um ângulo de 48°, juntamente com uma saída de escape no topo da rede, imediatamente antes da grelha (Figura 5a e b).

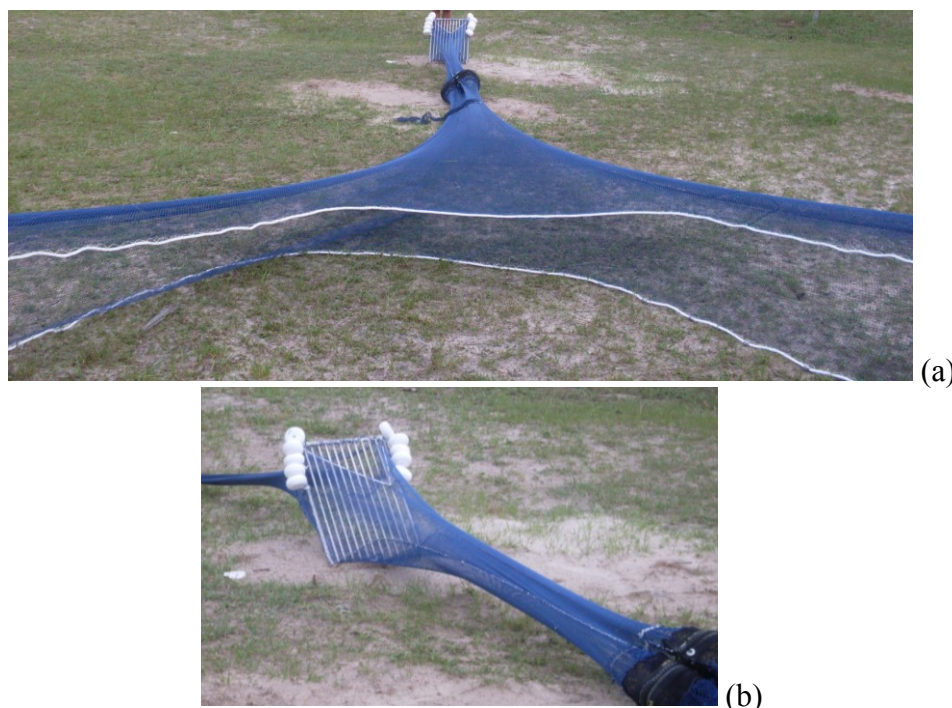


Figura 5 – Fotografia representativa de: a) rede de arrasto com ensacador com grelha Nordmøre e b) ensacador com grelha Nordmøre

Os efeitos da presença ou ausência do painel guia, do diâmetro das barras e do material das grelhas com 24 mm de distância entre as barras foram testados. A rede controle (Figura 6) foi comparada com as redes com os seguintes ensacadores: (1) com grelha Nordmøre oca de 24 mm de espaçamento entre as barras, sem painel guia (Figura 7); (2) com grelha Nordmøre oca de 24 mm de espaçamento entre as barras, com painel guia (Figura 8); (3) com grelha Nordmøre sólida de 24 mm de espaçamento entre as barras, com painel guia (Figura 9). Para mais detalhes sobre especificações técnicas das redes consultar anexo.

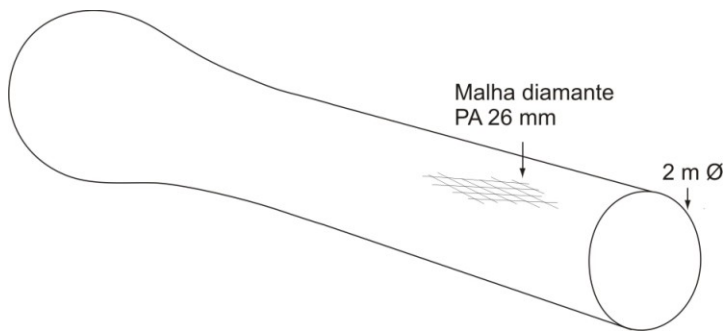


Figura 6 – Ensacador controle ou convencional com malha diamante de poliamida (PA) de 26 mm, sem dispositivo de redução de *bycatch*

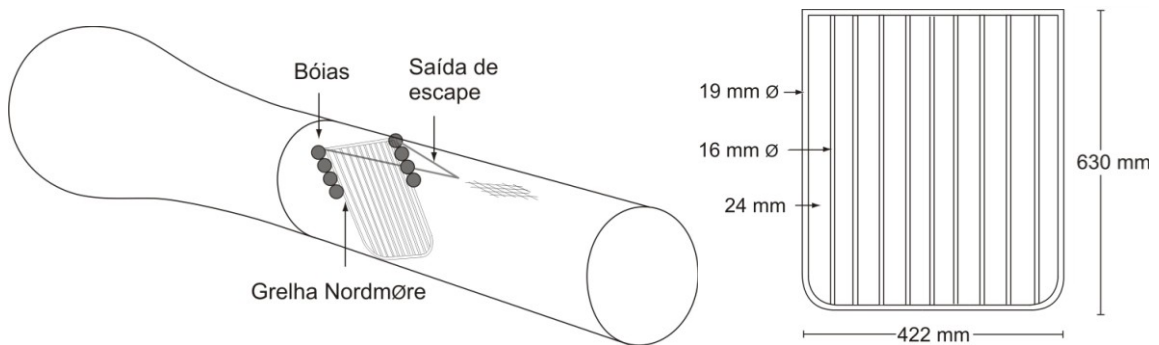


Figura 7 – Ensacador sem painel guia com grelha Nordmøre oca de 24 mm de espaçamento entre as barras

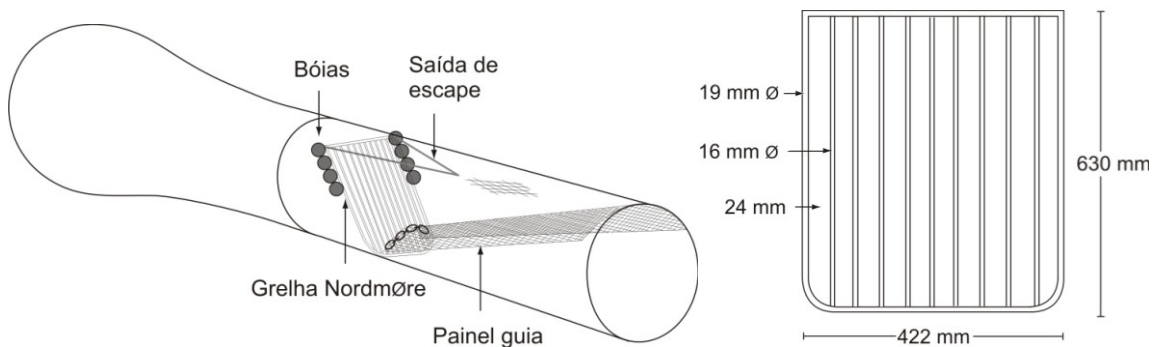


Figura 8 – Ensacador com painel guia com grelha Nordmøre oca de 24 mm de espaçamento entre as barras

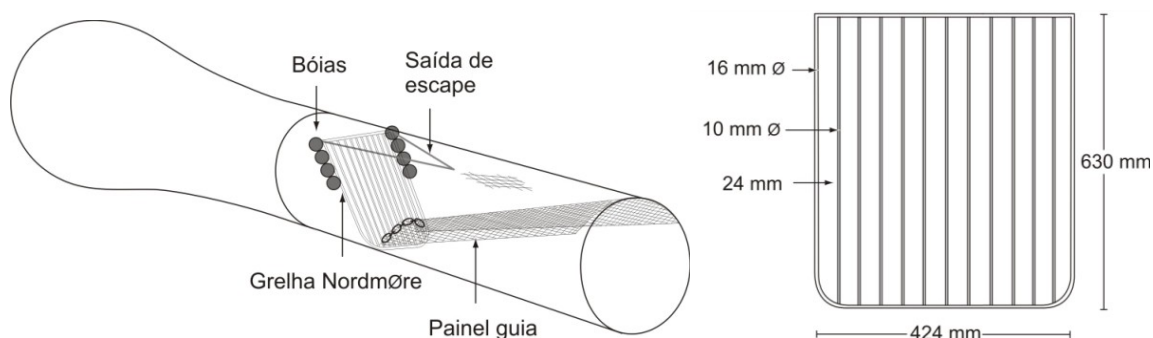


Figura 9 – Ensacador com painel guia com grelha Nordmøre sólida de 24 mm de espaçamento entre as barras

Foram realizados 6 arrastos duplos por dia, de 30 minutos cada, durante 6 dias, o que totalizou 12 réplicas para cada combinação rede controle/rede com BRD. Os dados recolhidos a bordo foram o peso total (g) de camarão sete-barbas, de peixes e de *Brachyura* (caranguejos). A fauna acompanhante foi armazenada em gelo e transportada para laboratório, onde todos os organismos foram identificados ao nível de espécie e foram obtidas medidas de peso individual (g), comprimento total e padrão (cm) para os peixes e número e peso total da espécie (g) para *Brachyura*.

Para a análise estatística os dados foram transformados $\ln(x+0,1)$ de modo a que os efeitos do tratamento fossem modelados como multiplicativos e foram analisados através de Modelos Lineares Mistos (*Linear Mixed Models* – LMM) (BUTLER et al. 2007). Deste modo, a ‘configuração do ensacador’ foi incluída como efeito fixo, os ‘dias’ como efeito aleatório e a interação entre estes efeitos foi incorporada pela variação entre os ‘arrastos’. A significância do efeito ‘configuração do ensacador’ foi determinada com Wald *F-test* e para os valores de *F* significativos foi usado o procedimento de Benjamini-Hochberg-Yekutieli para o controle da Taxa de Falsa Descoberta (*False Discovery Rate* – FDR) (BENJAMINI & YEKUTIELI, 2001) entre os tratamentos e respectivos controles.

Foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$) para duas amostras de modo a comparar os dados de frequência de tamanho dos teleósteos mais abundantes entre as grelhas e respectivos controles.

2. Teste dos ensacadores com malha quadrada

Neste experimento foram testados os efeitos da malha quadrada com diferentes malhagens e materiais. A malha quadrada é uma modificação simples e sem custos adicionais, que

aumenta a seletividade das redes de arrasto de camarão e envolve apenas a alteração do ângulo da malha do ensacador (ver Figura 10a e b). Todos os ensacadores testados possuíam diâmetros aproximadamente iguais (2 m). A rede controle (Figura 6), com ensacador com malha diamante de poliamida (PA) de 26 mm, foi comparada com duas redes tratamento: (1) rede com ensacador de malha quadrada de polietileno (PE) e 32 mm de malhagem (Figura 11); (2) rede com ensacador de malha quadrada de poliamida (PA) e 30 mm de malhagem (Figura 12). Para mais detalhes sobre especificações técnicas das redes consultar anexo.

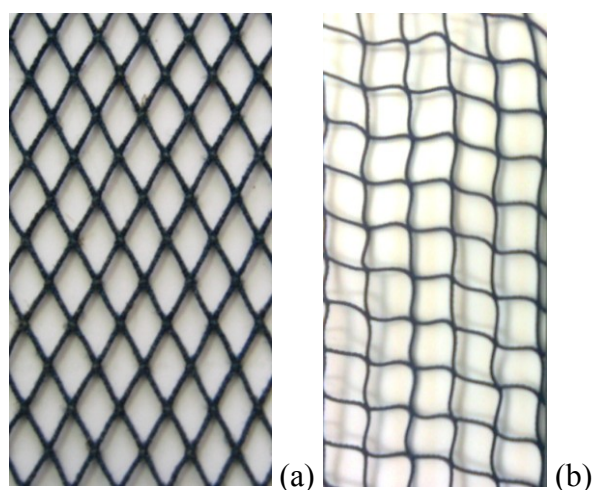


Figura 10 – Fotografia ilustrativa da: a) malha tipo diamante e b) malha quadrada

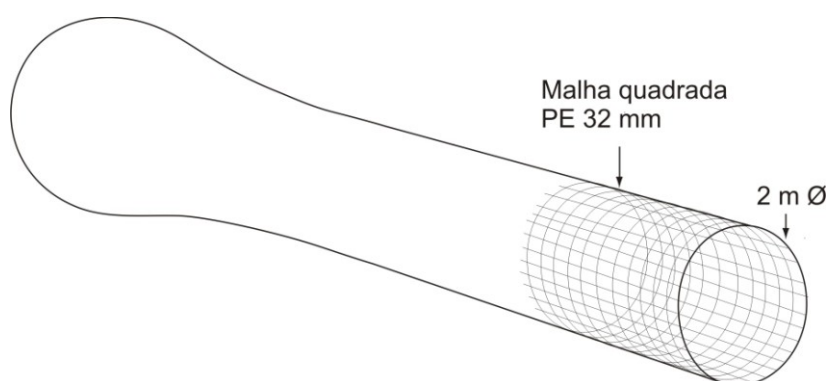


Figura 11 – Ensacador de malha quadrada de polietileno (PE) de 32 mm

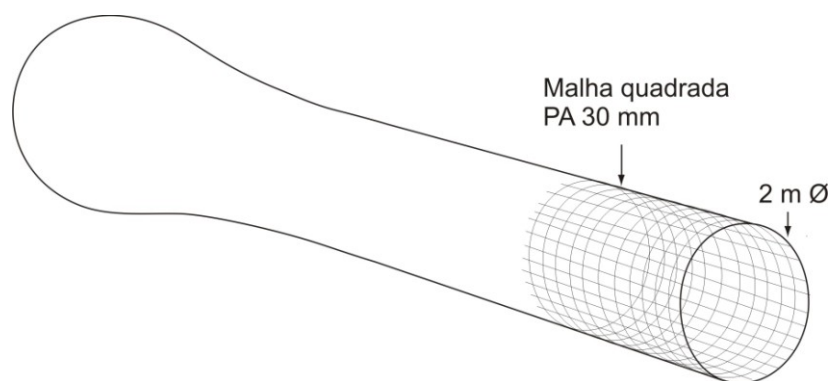


Figura 12 – Ensacador de malha quadrada de poliamida (PA) e 30 mm de malhagem

Foram obtidas 12 réplicas para cada combinação rede controle /rede com BRD em arrastos duplos, de 30 minutos cada, ao longo de 4 dias (6 arrastos por dia). Na canoa foram obtidos os seguintes dados: peso total (g) de camarão sete-barbas, peso total (g) de peixes e peso total (g) de caranguejos. Uma subamostra de camarão sete-barbas, por arrasto, e toda a fauna acompanhante foram armazenadas em gelo, transportadas para o laboratório e foram obtidas medidas de peso individual (g) e comprimento total e padrão (cm) para os peixes, número e peso total da espécie (g) para *Brachyura* e peso individual (g), comprimento total, comprimento, altura e largura da carapaça (cm) e sexo para o camarão sete-barbas.

A seletividade de uma rede pode variar entre arrastos devido a fatores incontrolláveis como a direção das ondas, o estado do mar, a luminosidade, a população de peixes, os efeitos dos apetrechos de pesca e o tipo do fundo oceânico. No entanto como foram realizados arrastos duplos, isto é, a rede controle foi sempre simultaneamente arrastada com a rede experimental, esta variação entre arrastos é permitida (MILLAR & FRYER, 1999). Deste modo, a variação entre arrastos não foi incorporada e os arrastos foram portanto combinados.

Após se verificar a normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homogeneidade (teste Levene) das variâncias das amostras, foi efetuado o teste *t* de Student para amostras independentes. Os dados da frequência de tamanho de *X. kroyeri* e dos teleósteos mais abundantes (*Stellifer rastrifer* e *Selene setapinnis*) foram comparados entre os ensacadores de malha quadrada e respectivos controles com o teste de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$) para duas amostras.

CAPÍTULO I

Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery

5 Aprimoramento de uma grade Nordmøre para uma pesca artesanal de arrasto
de peneídeos no Brasil

Artigo aceito: Fisheries Research (*Fish. Res.*), ISSN (0165-7836), Fator de Impacto (JCR,
10 2009) = 1,531, Qualis CAPES = Estrato B1

Catarina N. S. Silva¹, Matt K. Broadhurst^{2*}, Andréia Schwingel¹, José H. Dias¹, André P. Cattani¹,
Henry L. Spach¹

15

¹*Centro de Estudos do Mar, Av. Beira Mar s/n, 83255-000, Pontal do Sul, Paraná, Brazil*

²*Industry and Investment NSW, Fisheries Conservation Technology Unit, National Marine Science
20 Centre, PO Box 4321, Coffs Harbour, NSW 2450, Australia*

**Corresponding author e-mail address: mbroadhurst@nmsc.edu.au; Ph: +61-2-6648-3905; Fax: +61-
2-6651-6580*

Foram realizados dois experimentos com o intuito de avaliar e aprimorar uma grelha Nordmøre para uma pesca artesanal de arrasto do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no sul do Brasil. No primeiro experimento a rede com uma grelha Nordmøre pequena (1881 cm²) com 24 mm de espaçamento entre as barras reduziu significativamente o *bycatch* total (a média prevista reduzida em 56%), os caranguejos (em 79%) e os teleósteos (em 50%). Porém, apesar de não significativo, o BRD reduziu também a média prevista do peso de *Xiphopenaeus kroyeri* em 12%, comparando com o respectivo controle. No segundo experimento o espaçamento entre as barras foi mantido mas a área da grelha foi aumentada em 1.4 e o tamanho da malha da seção de extensão foi reduzido em 1.3. Neste experimento o efeito dos diferentes materiais (grelha oca vs. grelha rígida), do diâmetro das barras (10 vs. 16 mm) e a presença/ausência do painel guia foram testados. No geral, para estas alterações técnicas foram observados efeitos mínimos, pois todas as grelhas mantiveram as capturas de *X. kroyeri* (entre -13 e +22% relativamente ao controle) e reduziram significativamente o *bycatch* total (até 54%) e os caranguejos (até 90%). No entanto, ao contrário da grelha pequena, nenhuma grelha grande reduziu de modo significativo as capturas de teleósteos. Este resultado foi atribuído ao aumento da distância que os peixes menores que o espaçamento entre as barras percorrem até a saída de escape. Apesar de aprimoramentos futuros, como a diminuição do espaçamento entre as barras, serem necessários para o aumento da eficiência da grelha Nordmøre, os resultados justificam a adoção desta configuração genérica como uma estratégia para aumentar a seletividade da pesca da região.

Palavras-chave: Arrasto de peneídeos, *Xiphopenaeus kroyeri*, Multi específica, Gestão pesqueira

Abstract

Two experiments were done to assess and refine the Nordmøre-grid in a canoe-trawl fishery targeting *Xiphopenaeus kroyeri* off southern Brazil. During experiment 1, a codend containing a small (1881 cm²) Nordmøre-grid (24-mm bar spaces) retained significantly less total bycatch (mean predicted weight reduced by 56%), brachyurids (by 79%) and teleosts (by 50%) than a conventional configuration (control), without significantly affecting the weights or numbers of *X. kroyeri*, although mean predicted weights were 12% lower. During experiment 2, the bar spaces were subsequently maintained, but the grid area was increased by 1.4 while the extension section mesh size was reduced by 1.3, and the impacts of different materials (hollow vs. solid aluminium rod), bar diameter (10 vs. 16 mm) and presence/absence of a guiding panel were investigated. Most of these technical changes had minimal effects, with all grid configurations maintaining catches of *X. kroyeri* (at between -13 and +22% of the control) and significantly reducing total bycatch (up to 54%) and brachyurids (up to 90%). But, unlike the small grid, none of the large grids significantly reduced the catches of teleosts. This result was attributed to the increased distance required by fish smaller than the bar spaces to swim out of the escape exit. While ongoing refinements, including narrower bar spaces, could improve the performance of the Nordmøre-grid, the results justify the adoption of the generic configuration as a means for improving selectivity in this fishery.

Key words: Penaeid trawl, *Xiphopenaeus kroyeri*, Multi-species, Fisheries management

Running title: The Nordmøre-grid in a Brazilian trawl fishery

1. Introduction

In addition to the targeted catches, many fishing gears retain at least some unwanted organisms (collectively termed 'bycatch') that are subsequently discarded (see Hall, 1996 for a review). This is especially the case for penaeid trawls, which account for <1.5% of the world's wild marine harvest but, owing to their small meshes (mostly <40 mm; Vendeville, 1990) and use across tropical and temperate coastal areas characterised by diverse assemblages of small fauna, contribute towards >27% of the global bycatch (estimated at 7.3 million tonnes per annum by Kelleher, 2005).

Concerns over large unwanted fishing mortality by penaeid trawls and cascading ecological impacts have resulted in ongoing efforts at improving their selection; mostly via technical modifications to codends to include bycatch reduction devices (BRDs; see Broadhurst, 2000 for a review). There are many BRD designs, but all can be broadly separated into two categories; those that separate species based mostly on differences in either their (i) behaviour or (ii) size (Broadhurst, 2000). The latter category (termed 'mechanical-separating' BRDs) are the most common and typically comprise a rigid grid located at 40–50° anterior to the codend, with bar spaces sufficient to allow shrimp to pass through, while larger organisms are directed through an escape exit at the top or bottom of the codend (Broadhurst, 2000).

One of the most effective mechanical-separating BRDs is the Nordmøre-grid (Isaksen et al., 1992). Originally designed for use in *Pandalus borealis* trawls, this BRD typically has a guiding panel or funnel to direct catches towards its base and a large escape exit at the top. Variations of the Nordmøre-grid (comprising different grid materials, profiles and angles, guiding funnels/panels and escape exits) have since been tested and applied in several countries targeting the same species as above (e.g. Hickey et al., 1993) and other crustaceans (e.g. Graham, 2003; Fonseca et al., 2005) including penaeids (e.g. Broadhurst et al., 1996; Brewer et al., 1998).

Although the Nordmøre-grid was originally conceived to separate organisms based on their size, it is also apparent that some fish smaller than the bar spaces can escape via behavioural responses (Broadhurst et al., 1996; Fonseca et al., 2005). These individuals probably detect the grid and orientate away, eventually being directed up through the exit (Broadhurst et al., 1996). The behaviour

of penaeids (and crustaceans in general) is less complex and typically limited to random movements resulting from the contraction of their abductor muscle in response to tactile stimuli (Watson, 1989); the strength and duration of which varies according to size- and species-specific differences. In some cases, random movements by shrimp can result in their escape as they deflect off bars, particularly if the bars are too thick, spaces are too narrow and/or they contact the grid near the escape exit (Broadhurst and Kennelly, 1996). Such behavioural responses contribute towards a fine balance in the design of mechanical-separating BRDs between maximising bycatch reduction and maintaining catches of shrimp (Grimaldo, 2006). Any perceived reduction in trawl efficiency for the target species is very important, since even small losses have restricted the adoption of various mechanical-separating BRDs in several fisheries (Tucker et al., 1997).

Most of the primary literature describing the refinement of mechanical-separating BRDs like the Nordmøre-grid for penaeid trawls has originated from Australia and the USA (Broadhurst, 2000). Fewer studies have been directed towards implementing such BRDs in developing countries (but see Matsuoka et al., 1991; Eayrs et al., 2007), despite their overwhelming contribution towards total global bycatch estimates (Kelleher, 2005). Recognition of this deficit led to the current study to assess and refine a Nordmøre-grid in an artisanal canoe-trawl fishery targeting *Xiphopenaeus kroyeri* off southern Brazil; one of several regional penaeid trawl fisheries yet to adopt any form of BRD.

Operators in the southern Brazilian artisanal canoe-trawl fishery use small (< 10 m; single cylinder 18 kW) fibreglass canoes with wooden outriggers attached amidships to tow twin, hand-deployed-and-retrieved trawls (headline lengths <9 m and 26–32-mm stretched mesh opening throughout) (Diegues, 2006; Andriguetto-Filho et al., 2009). The canoes typically are launched from beaches along approximately 1000 km of coastline from São Paulo to Rio Grande do Sul where they fish adjacent depths down to approximately 20 m. More than 5000 mt of *X. kroyeri* (typically 10- to 30-mm carapace length – CL) is harvested each year (IBAMA, 2005), contributing towards a total catch of up to 65 000 mt for this species throughout its western Atlantic distribution - ranking it among the top five important wild-caught penaeids globally (Gillett, 2008).

Unlike many other artisanal penaeid-trawl fisheries (e.g. Eayrs et al., 2007), southern Brazilian canoe trawlers discard all of their bycatch, which mostly includes small (nearly all <20 cm total length –TL) teleosts (e.g. sciaenids) and brachyurids (typically *Callinectes* spp. >25 mm carapace width - CW) (Andriguetto-Filho et al., 2009). All bycatch is considered a nuisance in terms of sorting catches, although the brachyurids are of most concern to canoe trawlers since they damage and reduce the quality of *X. kroyeri*.

Some teleosts, and nearly all of the brachyurids, are slightly larger than the targeted *X. kroyeri*, and so their reduction from trawls might be facilitated by the Nordmøre-grid. Our main aim of this study was to investigate this hypothesis. A secondary aim was to test the effects of different grid materials, bar diameters and the presence/absence of a guiding panel on catches, with a view to recommending a basic configuration for future, wide scale assessment in this and other local trawl fisheries.

2. Materials and methods

Two experiments were done off the coast of Paraná, Brazil (25° 40'S and 48° 30'W) between July 2007 and November 2009 using a fibreglass canoe (10 m) powered by a single cylinder 16 kW diesel engine and rigged to tow two nets in a twin-rig configuration. The two trawls were identical, comprising 26-mm polyamide-PA mesh (stretched opening) throughout the wings and body and an 8.8-m headline and foot rope (Fig. 1). Each trawl was attached to identical flat rectangular wooden otter boards (0.7 x 0.37 m and 12 kg) with rope bridles and warps (8-mm diameter – \varnothing braided). Zippers (Buraschi S146R, 1.5 m in length) were secured to the posterior trawl body immediately anterior to the codend. The two trawls were simultaneously deployed (and retrieved) by hand (i.e. no winches), and towed across sandy bottoms (7–16 m) at speeds of approximately 0.5–0.8 ms⁻¹.

2.1. Nordmøre-grids and codends

Four Nordmøre-grids and extension sections, three guiding panels and five codends were constructed (Table 1; Fig. 2). All of the extension sections and guiding panels were made from

polyamide mesh (PA) and measured 2.4 and 1.8 m in length (see Broadhurst et al., 1997 for general
160 installation details). The extension sections had maximum stretched and assumed fishing
circumferences of 3.8 and approximately 1.3 m (i.e. 0.35 fractional mesh opening x stretched mesh
length x number of meshes in circumference; Fig. 2d).

All of the grids had 24-mm spaces between their bars (Fig. 2a-c); chosen based on the
morphology of the targeted sizes of *X. kroyeri* (see Results) and similar relationships for Australian
165 penaeid-trawl fisheries (Broadhurst et al., 1996; 1997). The first design (termed the 'small panel
grid') was made from hollow aluminium rod (19- and 16-mm \varnothing for the frame and bars, respectively)
and measured 342 x 550 mm (Table 1; Fig. 2a). This grid was inserted into an extension section (with
a guiding panel) at 45° made from nominal 32-mm PA mesh (1.5 mm- \varnothing twine; Table 1; Fig. 2d). The
area of the small panel grid matched the assumed fishing circumference of the extension section,
170 similar to the designs tested by Broadhurst et al. (1996; 1997). Two 90-mm \varnothing polystyrene buoys were
attached to each side of the grid, near the escape exit (Table 1; Fig. 2d).

The remaining three grids all had larger, virtually identical areas (approximately 420 x 630
mm) and were inserted into extension sections (all at 45°) made from nominal, 24-mm PA mesh (2.25
mm \varnothing twine, Table 1; Fig. 2d). This smaller mesh size was chosen based on a perceived loss of some
175 *X. kroyeri* through the 32-mm mesh extension section used for the small panel grid in experiment 1
(see Results). Up to 10 polystyrene buoys were attached to the three larger grids as above (Table 1;
Fig. 2d). Two of these larger grids were made from the same materials as above; their only difference
being that one had no guiding panel (termed the 'large panel-free grid'), while the other did (termed
the 'large panel grid'). The fourth grid (termed the 'large panel solid grid') comprised solid
180 aluminium rod (16- and 10-mm \varnothing for the frame and bars, respectively), and also had a guiding panel
(Table 1; Fig. 2c).

The five codends were constructed from 26-mm PA mesh and measured 100 meshes in length
and circumference (Table 1; Figs 1 and 2d). Four of the codends were attached immediately posterior
to the grids, while the fifth was used as a control. Zippers (above) were attached at the anterior ends
185 of the control and extension sections of the four grids to facilitate their attachment to the net bodies.

2.2. Experimental design

During the first experiment, the small panel grid and control were randomly alternated between trawls on each side of the vessel and simultaneously deployed for 60 min, twice daily over nine days (i.e. a total of 18 replicate deployments). The second experiment involved 30-min paired deployments of each of the three large grids and the control. The paired configurations were randomly allocated to each trawl with two replicate pairings done on each of six days.

2.3. Data collected and analyses

Prior to starting each experiment, the nominal stretched mesh sizes in the four extension sections and five codends were assessed by measuring ten randomly selected meshes (to the nearest 1 mm) using vernier callipers. The hypothesis of no differences in mesh sizes among codends and extension sections was assessed using one-factor ANOVA. During independent research cruises, samples of *X. kroyeri* were collected and measured for CL, CW and carapace height (CH). Linear regressions of CL against CH and CW were then fitted separately for males and females.

After each deployment, the codends were emptied onto a partitioned tray and all organisms separated by species. The following data were collected for each codend: the weight of *X. kroyeri*; the numbers and weights of total teleosts and brachyurids (and therefore total bycatch); and the numbers, and weights of the most abundant brachyurids and teleosts and total lengths (TL to the nearest 0.5cm) of the latter. *Callinectes ornatus* and *C. danae* were combined as *Callinectes* spp. during experiment 1, but separated during experiment 2. During experiment 1, subsamples ($n = 50$) of *X. kroyeri* were also collected from each codend and measured (to the nearest 1-mm carapace length – CL).

Where there were sufficient data (defined as at least 2 individuals in 10 and 8 deployments of one codend in experiments 1 and 2, respectively), catches from the various codends were $\ln(x + 0.1)$ transformed so that the treatment effects would be modelled as multiplicative and analysed using linear-mixed models (LMM – fitted in ASReml-R; Butler et al., 2007). All LMMs included the fixed effect of ‘codend configuration’ and the random effects of ‘days’ and their interaction with ‘deployments’. The significance of codend configuration was determined using a Wald F -test. In

experiment 2, significant F values were explored using the Benjamini-Hochberg-Yekutieli procedure to control the false discovery rate (FDR) among pairwise differences between treatments and the control (Benjamini and Yekutieli, 2001). Selected predicted means of interest were back-transformed and graphed. Size-frequency data for *X. kroyeri* in experiment 1 and abundant key teleosts in both experiments were combined across all tows and compared between the Nordmøre-grids and their respective control codends using two-sample Kolmogorov-Smirnov tests ($p < 0.05$).

3. Results

3.1. Mesh sizes, general catches and regressions for *X. kroyeri*

There was no significant difference in the size of mesh in the five codends (one-factor ANOVA $F_{4,45} = 2.4$, $p > 0.05$), with an overall mean \pm SE of 26.05 ± 0.77 mm. The mesh sizes used in the extension sections were significantly different between experiments 1 (31.60 ± 0.22 mm) and 2 (overall mean of 24.46 ± 0.09 mm), but not within the latter (one-factor ANOVA $F_{3,36} = 426.7$, $p < 0.01$; Student-Newman-Keuls test; $p > 0.05$).

Seven crustacean and 37 teleost species were caught during the experiments, although >80% of the bycatch (by number) in each experiment comprised only eight species, including two brachyurids (approximately 25–120 mm CW) and several sciaenids (all <25 mm TL) (Table 2). Along with *X. kroyeri*, these catches were typical of those normally experienced in the fishery (Table 2).

Linear regressions between CL and CH and CW for *X. kroyeri* were calculated as $CH = 0.521CL + 0.190$ ($r^2 = 0.82$) and $CW = 0.458CL + 0.519$ ($r^2 = 0.86$) for females and $CH = 0.469CL + 1.301$ ($r^2 = 0.71$) and $CW = 0.393CL + 1.495$ ($r^2 = 0.78$) for males (Fig. 3). Specifically, the largest *X. kroyeri* (females; 30 mm CL) typically encountered in the fishery had a predicted CW and CH of 14.26 and 15.82 mm, respectively and considerably less than the 24-mm bar spaces in the grids

3.2. Experiment 1: comparison of the small panel grid and control

Although not significant, the codend containing the small panel grid had a lower (by 12%) predicted mean weight of *X. kroyeri* than the control (LMM; $p > 0.05$; Table 3; Fig. 4a). By

comparison, this BRD significantly reduced the numbers and weights of total bycatch (predicted means reduced by 47 and 56%), total teleosts (by 40 and 50%, respectively) and *Callinectes* spp. (by 56 and 82%) and weights of total brachyurids (by 79%) and *Paralichthys brasiliensis* (80%) (LMM; $p < 0.05$; Table 3; Fig. 4b-e). No other significant differences were detected, although the predicted mean catches of most bycatch species were lower in the codend with the small panel grid than in the control (LMM; $p > 0.05$; Table 3; Fig. 4f-k).

Two-sample Kolmogorov-Smirnov tests detected significant differences in the size-frequency distributions of *X. kroyeri*, *Stellifer rastrifer*, *Larimus breviceps*, *Cathorops spixii*, and *P. brasiliensis* between the control and small panel grid ($p < 0.05$; Fig. 5). In particular, the small panel grid retained proportionally fewer small *X. kroyeri* and large individuals of the four teleosts (Fig. 5). There were no significant differences in the size-frequencies of *Stellifer brasiliensis* and *Selene setapinnis* between codends (Kolmogorov-Smirnov test; $p > 0.05$).

3.3. Experiment 2: comparison of three large grids and the control

None of the codends containing grids significantly affected the catches of *X. kroyeri*, although, compared to the control, both of the grids with panels had greater predicted mean weights (up to 22%), while the large panel-free grid retained fewer (by 13%) (LMM, $p > 0.05$; Table 3; Fig. 6a). By comparison, the grids did significantly impact on the numbers and weights of total brachyurids, *C. ornatus* and *Hepatus pudibundus*, and the weights of total bycatch, and *P. brasiliensis* ($p < 0.01$; Table 3; Fig. 6b, c and e).

Subsequent FDR adjusted paired comparisons for the above significant effects revealed that compared to the control codend, all grids caught significantly lower numbers and weights of total brachyurids (predicted means reduced by between 53 and 90%) and *C. ornatus* (by between 60 and 88%) and less total bycatch by weight (47 to 54%) ($p < 0.05$; Table 3; Fig. 6b, c and e). The effects of the grids on the weights of *H. pudibundus* were less homogenous, with significant reductions restricted to the large panel and large panel-free grids (91 and 88%; FDR adjusted paired comparison; $p < 0.05$; Table 3). However, although non-significant, the large panel solid grid still reduced the predicted

mean weight of *H. pudibundus* by 43% (FDR adjusted paired comparison; $p > 0.05$; Table 3). Compared to the control, all grids also reduced the weights of *P. brasiliensis* (by between 27 and 60%), but the only significant impact was for the large panel grid (FDR adjusted paired comparison, $p < 0.05$; Table 3).

There were significant differences in the size-frequency distributions of *S. rastrifer* and *P. harroweri* between the large panel grid and large panel solid grid and their controls, and for *P. brasiliensis* between all grids and their controls (two-sample Kolmogorov-Smirnov tests; $p < 0.05$; Fig. 7). In all of these cases, proportionally fewer large individuals were retained in the codends containing the grids (Fig. 7).

4. Discussion

The results from this study support the hypothesis that the Nordmøre-grid can improve selectivity in the southern Brazilian canoe-trawl fishery, with all four tested configurations reducing bycatch within (or close to) the range observed for designs assessed in other crustacean fisheries worldwide (typically 50–90%; Broadhurst, 2000; Fonseca et al., 2005; Grimaldo, 2006). Further, like almost identical configurations developed for some Australian penaeid-trawl fisheries (Broadhurst et al., 1996; Broadhurst and Kennelly, 1996), there were no significant impacts of the various Nordmøre-grids on the total weights of *X. kroyeri*; although the relative differences between treatments and the control varied (from -13% by the large panel-free grid to +22% by the large panel solid grid). These results, along with the subtle variations in bycatch reduction, can be discussed and used to recommend a basic configuration of Nordmøre-grid for future testing by considering the possible broad responses of the key species to the main technical differences, including sorting area, presence or absence of a guiding panel, and the mesh size in the extension section.

The small panel grid tested during experiment 1 was chosen based on designs tested by Broadhurst et al. (1996) and Broadhurst and Kennelly (1996), but modified to include cheaper, hollow and thicker aluminium bars, and scaled to fit the narrower extension section of canoe trawls. Compared to the control, this grid did not significantly affect the weight or number of *X. kroyeri*,

although Kolmogorov-Smirnov tests detected a significant difference in size-frequency distributions
295 with fewer small individuals (approximately 15–20 mm CL) retained; contributing towards the
observed 12% reduction in the predicted mean weight. Some of these small *X. kroyeri* may have
escaped through the exit at the top of the grid, either during towing (i.e. as they deflected off bars) or
haulback (as the trawl was hauled to the surface and retrieved on board; Watson, 1989), although
normally this would be expected to be biased towards larger individuals (Broadhurst and Kennelly,
300 1996; Fonseca et al., 2005). A more likely explanation is that some small *X. kroyeri* passed through
the 32-mm meshes in the extension section at the base of the grid. At this location, the grid perimeter
ensured that at least 10 rows of anterior and posterior meshes were stretched almost square, and larger
than maximum carapace height and width of most sizes of *X. kroyeri* (Fig. 3).

Any open 32-mm meshes in the extension section of the small panel grid probably had
305 minimal effect on the observed significant reductions in catches of brachyurids and teleosts, owing to
their mostly larger sizes. Although not measured, nearly all *C. ornatus* (i.e. the most abundant
brachyurid; Table 2) had CWs >25 mm, which would have meant that unless they orientated laterally,
most would have been physically guided by the grid through the exit. Similarly, although there were
no significant reductions in the catches of individual species of fish by the small panel grid, there were
310 proportionally fewer of the larger sizes of the most abundant species retained; manifesting as
significant reductions in the number and weight of total teleosts. Most of these escaping fish were at
least moderately laterally compressed (e.g. *S. rastifer*, *P. brasiliensis* and *L. breviceps*) with girths
larger than the aperture of a 32-mm mesh.

Clearly, the majority of fish would have escaped through the exit opening at the top the grid,
315 although the specific mechanisms by which this occurred are less obvious. Irrespective of their body
shape, many of the escaping teleosts had maximum widths less than 24 mm, and theoretically could
have passed through the bar spaces and into the codend. For example, the largest *S. rastifer* (17 cm
TL; the most abundant teleost) had a maximum width of only approximately 21 mm. Perhaps, after
being directed out of the guiding panel, some fish collided with the grid bars or frame and were then
320 deflected through the escape exit. Alternatively, others may have visually detected the grid, orientated

away and then, as they attempted to swim forward, were directed upwards and escaped. Such behaviour has been postulated to explain the escape of small teleosts from Nordmøre-grids in other trawl fisheries (Broadhurst et al., 1996; Fonseca et al., 2005).

While the observed reductions in catches of total teleosts and brachyurids by the small panel grid were positive, some fishers were apprehensive about the non significant reduction in the mean weight of *X. kroyeri*. Consequently, during experiment 2, the grid size was increased to improve the filtering area (by almost 30%), and smaller mesh (24-mm) used in the extension section to prevent escape at the grid perimeter. The effects of these changes on *X. kroyeri* appeared to be beneficial, with the two large panel grids characterized by non significant increases in predicted mean weights (by 8 and 22%) compared to the control.

All three large grids also excluded brachyurids at levels comparable to the small panel grid, but were less effective for teleosts, with no significant reductions in the total numbers or weights by any design. The escape of fewer fish may have been caused by the relatively greater distance (i.e. increase from a maximum extension height of 389 to 456 cm) required by individuals to encounter the escape exits in the larger grids; either randomly after contacting the bars, or via an active swimming response.

Given the above, the increase in grid area appeared to be the main technical factor impacting on catches between the two experiments, with only slight differences among the three large grids within experiment 2 due to the presence or absence of the guiding panel and different materials and bar diameters. Specifically, unlike some previous studies (e.g. Isaksen et al., 1992; Broadhurst and Kennelly, 1996), removing the guiding panel had few impacts on performance. There was a non-significant reduction in the predicted mean catches of *X. kroyeri* by the large panel-free grid compared to the control; similar to that observed by Broadhurst and Kennelly (1996) for *Metapenaeus macleayi* in Australian trawls. In this earlier study, some larger *M. macleayi* were hypothesised to contact the grid closer to the exit and then escape. The absence of data on the sizes of *X. kroyeri* in experiment 2 precludes any assessment of any size-specific selection by the large panel-free grid.

The only recorded significant impacts of the guiding panel were on *S. rastrifer* and *P. harroweri*, with both species retained at similar sizes in the large panel-free grid and control, compared to proportionally more large individuals escaping from the other two grids. One possible explanation for this result is that the guiding panel may have initiated a stronger escape response among these schooling species by concentrating them together before they encountered the grid, after which they were gradually directed out, rather than contacting the grid at more random locations (such as in the panel-free design).

Like the guiding panel, there was minimal effect of the grid material or bar diameter on performance. Despite having thinner bars (10 vs. 16 mm) and therefore a larger sorting area and improved hydrodynamics (Grimaldo, 2006), the large panel solid grid did not perform significantly better than the large panel grid. The slow towing speed ($0.5\text{--}0.8\text{ ms}^{-1}$) may account for the similar catching efficiency between designs since this would have limited any relative differences in water disturbance (Riedel and DeAlteris, 1995).

Irrespective of the underlying mechanisms, the lack of any major effect of bar diameter is important, and could facilitate the development of cheaper and potentially more effective grids for canoe trawls. For example, it should be possible to construct grids from wood which would necessarily be characterized by wide bars (as a consequence of their much lower strength than aluminium). Such designs might also benefit from narrower spaces between the bars, since there was no evidence of shrimp loss from the two large panel grids. Based on the morphological relationships in Fig. 3, spaces of between 15 and 17 mm might still allow all sizes of *X. kroyeri* to pass through, but possibly restrict the passage of some teleosts and more brachyurids, and so improve total bycatch reduction.

4.1. Conclusions

The clear utility of the Nordmøre-grid for improving selectivity in the southern Brazilian canoe-trawl fishery warrants ongoing research to assess subtle modifications to the basic configuration of the large grids, including different materials and narrower bar spaces discussed above. These

375 designs should be located in extension sections comprising an appropriate mesh size, with regard to
the morphology of the targeted *X. kroyeri*, and with or without the guiding panel. Other regional
penaeid-trawl fisheries might also benefit from similar research.

Appropriate extension of the results from this work should facilitate the voluntary adoption of
the Nordmøre-grid. One way that this might be realised is via demonstrable gains in productivity as a
380 consequence of improved quality of catches and/or lower sorting times (Fonseca et al., 2005). Such
promotion is especially important in developing countries like Brazil which, owing to a lack of
management resources, will rely on the willingness of fishers to correctly use BRDs rather than legal
compliance. The associated potential for subsequent long-term benefits to stocks through reductions
in unaccounted fishing mortality should be sufficient incentive for local managers, scientists and the
385 boarder community to promote such an outcome.

Acknowledgements

This study was made possible by funding from several agencies, including the ‘Conselho Nacional
de Desenvolvimento Científico e Tecnológico’, ‘Laboratório de Biologia de Peixes, Centro de Estudos
390 do Mar’, ‘Reestruturação e Expansão das Universidades Federais’, and ‘Programa Institucional de
Bolsas de Iniciação Científica’. Thanks are extended to Bianca Budel for technical assistance, Brian
Cullis for his helpful comments, discussions and statistical advice, and to Jair Crisanto da Silva,
Florismar Santana da Silva, Ismail Santana da Silva, Atair Santana da Silva and Alex Nascimento da
Silva for the use of their vessels.

References

- Andriguetto-Filho, J.M., Krul, R., Feitosa, S., 2009. Analysis of natural and social dynamics of
fishery production systems in Paraná, Brazil: implications for management and sustainability.
J. App. Ichthyol. 25, 277–286.
- 400 Benjamini, Y., Yekutieli, D., 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under
dependency. Ann. Stat. 29, 1165–1188.

- Broadhurst, M.K., 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10, 27–60.
- Broadhurst, M.K., Kennelly, S.J., Isaksen, B., 1996. Assessments of modified codends that reduce the
405 by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, Australia. *Fish. Res.* 27, 89–111.
- Broadhurst, M.K., Kennelly, S.J., 1996. Rigid and flexible separator-panels in trawls that reduce the by-catch of small fish in the Clarence River prawn-trawl fishery, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 47, 991–998.
- 410 Broadhurst, M.K., Kennelly, S.J., O’Doherty, G., 1997. Specifications for the construction and installation of two by-catch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. *Mar. Freshwater Res.* 48, 485–489.
- Brewer, D., Rawlinson, N., Eayrs, S., Burrige, C., 1998. An assessment of bycatch reduction devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. *Fish. Res.* 36, 195–215.
- 415 Butler, D.G., Cullis, B.R., Gilmour, A.R., Gogel, B. J. 2007. Analysis of mixed models for S language environments. *ASReml-S reference manual*. Technical report, Queensland Department of Primary Industries, 133 pp.
- Diegues, A.C., 2006. Artisanal fisheries in Brazil. *Samudra Monograph Series*. International Collective in Support of Fishworkers. Chennai, India, 72 pp.
- 420 Eayrs, S. Nguyen, P.H., Ley, J., 2007. Assessment of a juvenile and trash excluder device in a Vietnamese shrimp trawl fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1598–1602.
- Fonseca, P., Campos, A., Larsen, R.B., Borges, T.C., Erzini, K., 2005. Using a modified Nordmøre grid for by-catch reduction in the Portuguese crustacean-trawl fishery. *Fish. Res.* 71, 223–239.
- Graham, N., 2003. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid
425 separation Nordmøre grid (grate). *Fish. Res.* 59, 393–407.
- Grimaldo, E., 2006. The effects of grid angle on a modified Nordmøre-grid in the Nordic shrimp fishery. *Fish. Res.* 77, 53–59.
- Gillett, R., 2008. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical paper* 475. 359 pp.

- Hall, M.A., 1996. On bycatches. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 319–352.
- 430 Hickey, W.M., Brothers, G., Boulos, D.L., 1993. By-catch reduction in the northern shrimp fishery. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No 1964, 41 pp.
- IBAMA, 2005 *Estatística da Pesca 2005*. Brasil – Grandes regiões e unidades de federação. Brasília. 137 pp.
- Isaksen, B., Valdemarsen, J.W., Larsen, R.B., Karlsen, L., 1992. Reduction of fish by-catch in shrimp
- 435 trawl using a rigid separator grid in the aft belly. *Fish. Res.* 13, 335–352.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper* 470, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 131 pp.
- Matsuoka, T., Kan, T.T., 1991. Passive exclusion of finfish by trawl efficiency device (TED) in prawn trawling in Gulf of Papua, Papua New Guinea. *Nippon Suisan Gakkaishi* 57, 1321–1329.
- 440 Riedel, R. DeAlteris, J., 1995. Factors affecting hydrodynamic performance of the Nordmøre grate system: a bycatch reduction device used in the Gulf of Maine shrimp fishery. *Fish. Res.* 24, 181–198.
- Tucker, A.D., Robins, J.B., McPhee, D.P., 1997. Adopting turtle excluder devices in Australia and the United States: What are the differences in technology transfer, promotion, and acceptance?
- 445 *Coast. Man.* 25, 405–421.
- Vendeville, P., 1990. Tropical shrimp fisheries: types of fishing gear used and their selectivity. *FAO Fisheries Technical Paper* 261 (Revision), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 75 pp.
- Watson, J.W., 1989. Fish behaviour and trawl design: Potential for selective trawl development. In Campbell, C.M., (ed). *Proceedings of the world symposium on fishing gear and fishing vessels*. St Johns, Canada: Marine Institute, pp. 25–29.
- 450

Table 1

Specifications of the four Nordmøre-grids tested. Mesh sizes are means \pm SE ($n = 10$). ϕ , diameter.

| | Variable | Small panel grid | panel grid | Large | |
|-----|----------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| | | | | panel-free grid | panel solid grid |
| 460 | Grid area (cm ²) | 1881 | 2659 | 2659 | 2671 |
| | Rod solidity | Hollow | Hollow | Hollow | Solid |
| | Grid weight (kg) | 1.1 | 1.8 | 1.8 | 2.6 |
| | Extension mesh size (mm) | 31.60 \pm 0.22 | 24.65 \pm 0.15 | 24.30 \pm 0.15 | 24.45 \pm 0.16 |
| | Extension mesh twine ϕ (mm) | 1.5 | 2.25 | 2.25 | 2.25 |
| | Guiding panel present | Yes | Yes | No | Yes |
| | Codend mesh size (mm) | 26.30 \pm 0.21 | 25.60 \pm 0.22 | 25.80 \pm 0.20 | 25.50 \pm 0.17 |
| 465 | Codend mesh twine ϕ (mm) | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| | No of 90-mm ϕ buoys | 4 | 8 | 8 | 10 |

Table 2Scientific and common names and numbers (*n*) of organisms caught during experiments 1 and 2.470 Only *Xiphopenaeus kroyeri* were retained. –, not caught; nr, not recorded

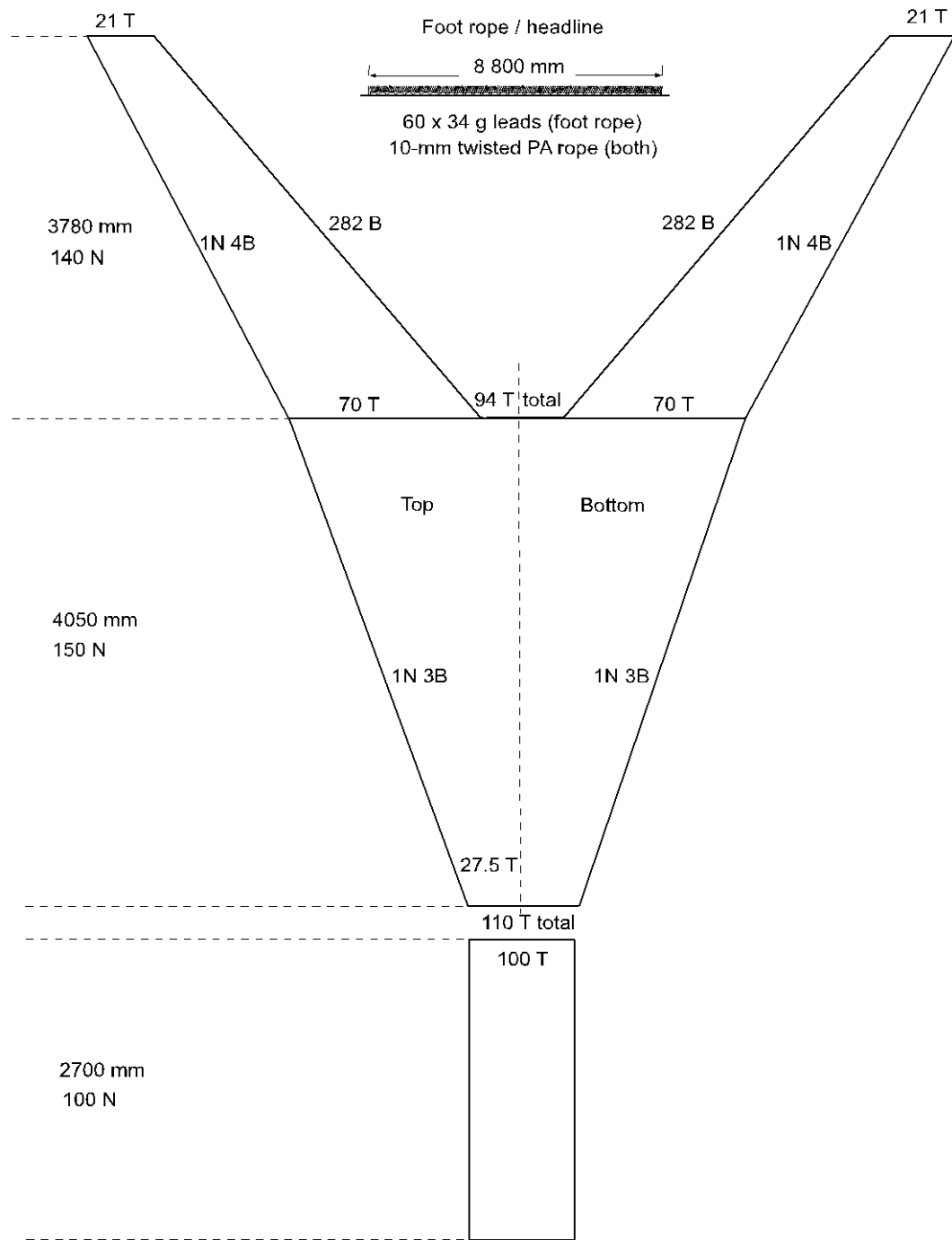
| | Family | Scientific name | Common name | n1 | n2 |
|-----|--------------------|------------------------------------|-----------------------------|-------|------|
| | <i>Crustaceans</i> | | | | |
| | Penaeidae | <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> | Seabob shrimp | 29567 | nr |
| 475 | Aethridae | <i>Hepatus pudibundus</i> | Flecked box crab | 258 | 473 |
| | Leucosiidae | <i>Persephona punctata</i> | Purse crab | 98 | 46 |
| | Majidae | <i>Libinia ferreirae</i> | Spider crab | – | 140 |
| | Portunidae | <i>Arenaeus cribrarius</i> | Speckled swimcrab | – | 39 |
| | | <i>Callinectes danae</i> | Dana swimming crab | – | 2 |
| 480 | | <i>Callinectes ornatus</i> | Shelligs | – | 896 |
| | | <i>Callinectes</i> spp. | | 618 | – |
| | <i>Teleosts</i> | | | | |
| | Achiridae | <i>Achirus lineatus</i> | Lined sole | – | 2 |
| | | <i>Trinectes microphthalmus</i> | Sole | 19 | 96 |
| 485 | | <i>Trinectes paulistanus</i> | Slipper sole | 123 | 146 |
| | Ariidae | <i>Aspistor luniscutis</i> | Sea catfish | 27 | 56 |
| | | <i>Cathorops spixii</i> | Madamango sea catfish | 854 | 72 |
| | Batrachoidiae | <i>Porichthys porosissimus</i> | Toadfish | 1 | 55 |
| | Carangidae | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> | Atlantic bumper | 12 | 4 |
| 490 | | <i>Oligoplites saliens</i> | Castin leatherjacket | 3 | 4 |
| | | <i>Oligoplites saurus</i> | Leatherjacket | – | 1 |
| | | <i>Selene setapinnis</i> | Atlantic moonfish | 576 | 369 |
| | | <i>Selene vomer</i> | Lookdown | 22 | 5 |
| | Clupeidae | <i>Chirocentrodon bleekermanus</i> | Dogtooth herring | 15 | 98 |
| 495 | Cynoglossidae | <i>Symphurus tessellatus</i> | Tongue fish | 5 | 41 |
| | Engraulidae | <i>Cetengraulis edentulus</i> | Atlantic anchoveta | 6 | 19 |
| | | <i>Lycengraulis grossidens</i> | Atlantic sabretooth anchovy | 1 | 6 |
| | Haemulidae | <i>Conodon nobilis</i> | Barred grunt | 82 | 142 |
| | Paralichthyidae | <i>Citharichthys spilopterus</i> | Bay whiff | 1 | 1 |
| 500 | Pristigasteridae | <i>Pellona harroweri</i> | American coastal pellona | 222 | 661 |
| | Sciaenidae | <i>Bairdiella ronchus</i> | Ground croaker | 19 | 347 |
| | | <i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> | Barbel drum | 8 | 57 |
| | | <i>Cynoscion jamaicensis</i> | Jamaica weakfish | 69 | 4 |
| | | <i>Isopisthus parvipinnis</i> | Bigtooth corvina | 176 | 83 |
| 505 | | <i>Larimus breviceps</i> | Shorthead drum | 523 | 138 |
| | | <i>Macrodon ancylodon</i> | King weakfish | 9 | 32 |
| | | <i>Menticirrhus americanus</i> | Southern kingcroaker | 42 | 11 |
| | | <i>Menticirrhus littoralis</i> | Gulf kingcroaker | – | 13 |
| | | <i>Micropogonias furnieri</i> | Whitemouth croaker | 16 | 1 |
| 510 | | <i>Nebris microps</i> | Smalleye croaker | 20 | 2 |
| | | <i>Paralanchurus brasiliensis</i> | Banded croaker | 447 | 1040 |
| | | <i>Stellifer brasiliensis</i> | Drum | 805 | 384 |
| | | <i>Stellifer rastriifer</i> | Rake stardrum | 2166 | 3799 |
| | | <i>Stellifer stellifer</i> | Little croaker | 28 | 1 |
| 515 | Stromateidae | <i>Peprilus paru</i> | American harvestfish | 24 | 107 |
| | Tetraodontidae | <i>Lagocephalus laevis</i> | Smooth puffer | 29 | 215 |
| | | <i>Sphoeroides testudineus</i> | Checkered puffer | – | 5 |
| | Trichiuridae | <i>Trichiurus lepturus</i> | Largehead hairtail | 98 | 57 |
| 520 | Triglidae | <i>Prionotus punctatus</i> | Bluewing searobin | 1 | 5 |

Table 3

Summary of wald F -tests for the fixed effect of codend configuration in linear mixed models comparing $\ln(x+0.1)$ transformed catches from the control codend and small panel grid during experiment 1, and the control codend and large panel grid (LPG), large panel solid grid (LPSG) and large panel-free grid (LPFG) in experiment 2 and, where appropriate, false discovery rate (FDR) adjusted paired comparisons among the latter. ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; –, not analysed.

| | Experiment 1 (Control vs. small panel grid) | Experiment (Control vs. LPG vs. LPSG vs. LPFG) | |
|--|--|---|-----------------------------|
| | Variable | F | Significant FDR differences |
| | Wt of <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> | 0.69 | 2.03 |
| | No of <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> | 2.39 | – |
| | Wt of total teleosts | 12.96** | 2.05 |
| | No. of total teleosts | 6.88* | 0.06 |
| | Wt of total brachyurids | 6.25* | 17.66** |
| | No. of total brachyurids | 3.78 | 12.63** |
| | Wt of total bycatch | 40.32** | 14.42** |
| | No. of total bycatch | 6.94* | 1.05 |
| | Wt of <i>Callinectes ornatus</i> | – | 15.04** |
| | No of <i>Callinectes ornatus</i> | – | 12.67** |
| | Wt of <i>Callinectes</i> spp. | 5.74* | – |
| | No. of <i>Callinectes</i> spp. | 5.98* | – |
| | Wt of <i>Hepatus pudibundus</i> | 0.90 | 4.93** |
| | No of <i>Hepatus pudibundus</i> | 0.17 | 3.47* |
| | Wt of <i>Selene setapinnis</i> | 4.06 | 1.76 |
| | No. of <i>Selene setapinnis</i> | 3.55 | 1.26 |
| | Wt of <i>Stellifer rastrifer</i> | 1.86 | 0.56 |
| | No. of <i>Stellifer rastrifer</i> | 1.23 | 0.20 |
| | Wt of <i>Isopisthus parvipinnis</i> | 0.17 | – |
| | No. of <i>Isopisthus parvipinnis</i> | 0.07 | – |
| | Wt of <i>Larimus breviceps</i> | 0.19 | – |
| | No. of <i>Larimus breviceps</i> | 0.18 | – |
| | Wt of <i>Stellifer brasiliensis</i> | 0.17 | 0.93 |
| | No. of <i>Stellifer brasiliensis</i> | 0.06 | 1.10 |
| | Wt of <i>Paralanchurus brasiliensis</i> | 4.41* | 4.85** |
| | No. of <i>Paralanchurus brasiliensis</i> | 3.39 | 1.17 |
| | Wt of <i>Cathorops spixii</i> | 0.98 | – |
| | No. of <i>Cathorops spixii</i> | 0.36 | – |
| | Wt of <i>Pellona harroweri</i> | 0.01 | 1.00 |
| | No. of <i>Pellona harroweri</i> | 0.05 | 3.82 |
| | Wt of <i>Trinectes paulistanus</i> | – | 2.36 |
| | No. of <i>Trinectes paulistanus</i> | – | 2.18 |
| | Wt of <i>Lagocephalus laevigatus</i> | – | 1.49 |
| | No. of <i>Lagocephalus laevigatus</i> | – | 3.59 |

Distance (mm)
and meshes (N)



575

Fig. 1. Two-dimensional plan of the trawls and codends used in the study.

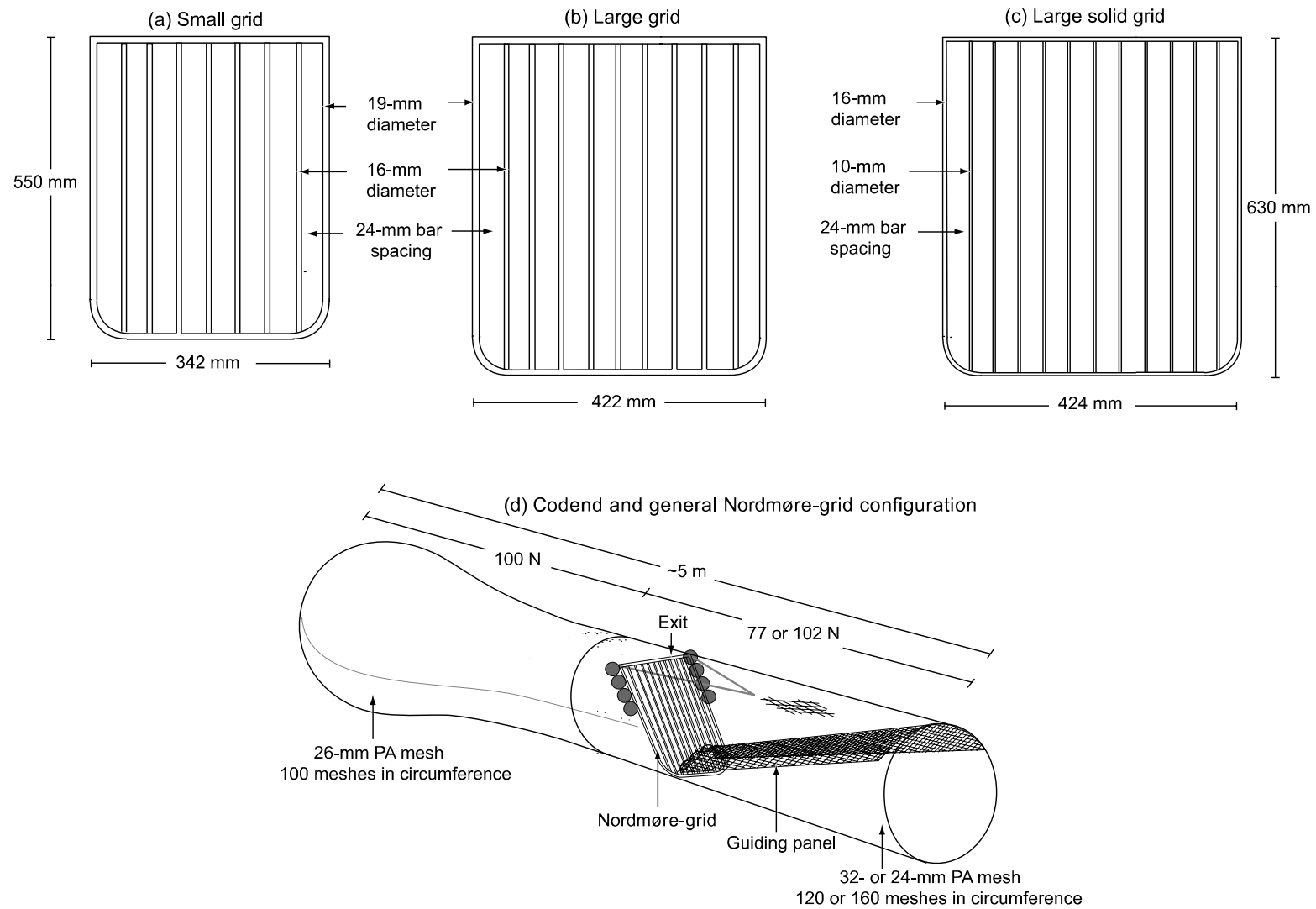


Fig. 2. Specifications for the (a) small, (b) large and (c) large solid Nordmøre-grids, and (d) codend and Nordmøre-grid assembly.

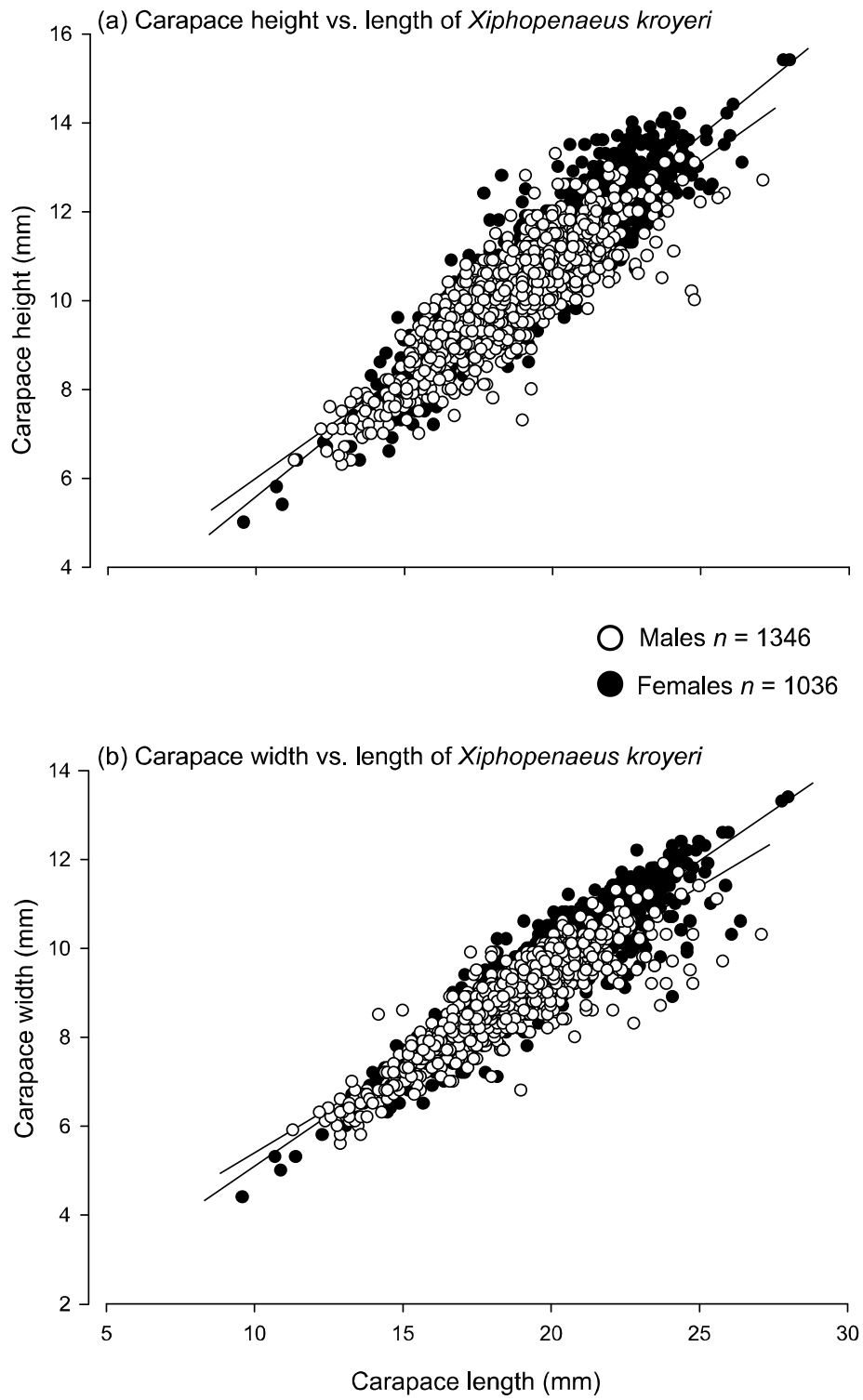


Fig. 3. Linear regressions between carapace length and (a) height and (b) width for male and female *Xiphopenaeus kroyeri*.

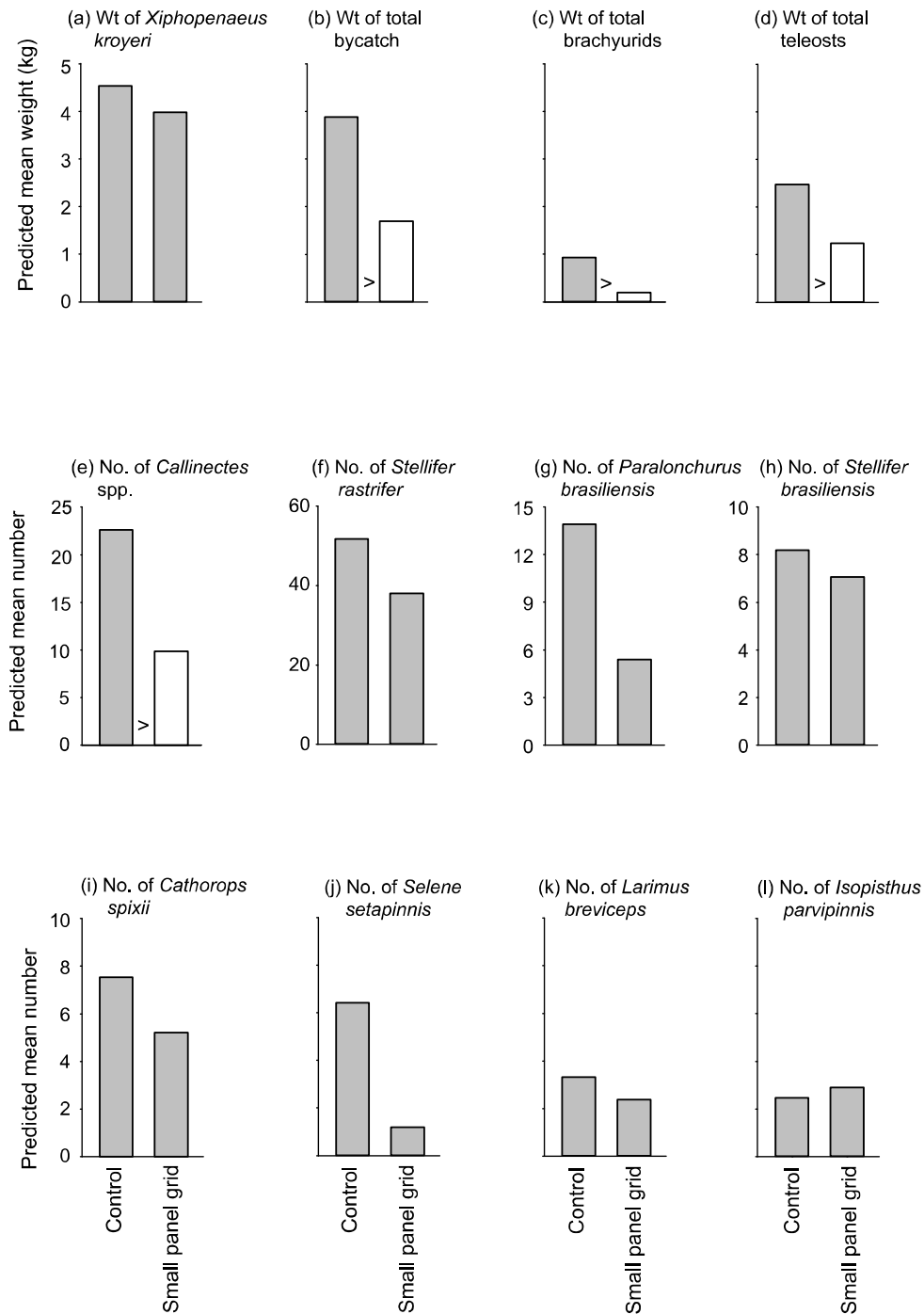


Fig. 4. Differences in predicted mean back-transformed catches 60 min⁻¹ between the control and small panel grid: weights of (a) *Xiphopenaeus kroyeri* and total (b) bycatch, (c) brachyurids, and (d) teleosts and numbers of (e) *Callinectes* spp., (f) *Stellifer rastrifer*, (g) *Paralanchurus brasiliensis*, (h) *Stellifer brasiliensis*, (i) *Cathorops spixii*, (j) *Selene setapinnis*, (k) *Larimus breviceps*, and (l) *Isopisthus parvipinnis*. Unshaded histograms represent significant differences with > denoting their direction ($p < 0.05$).

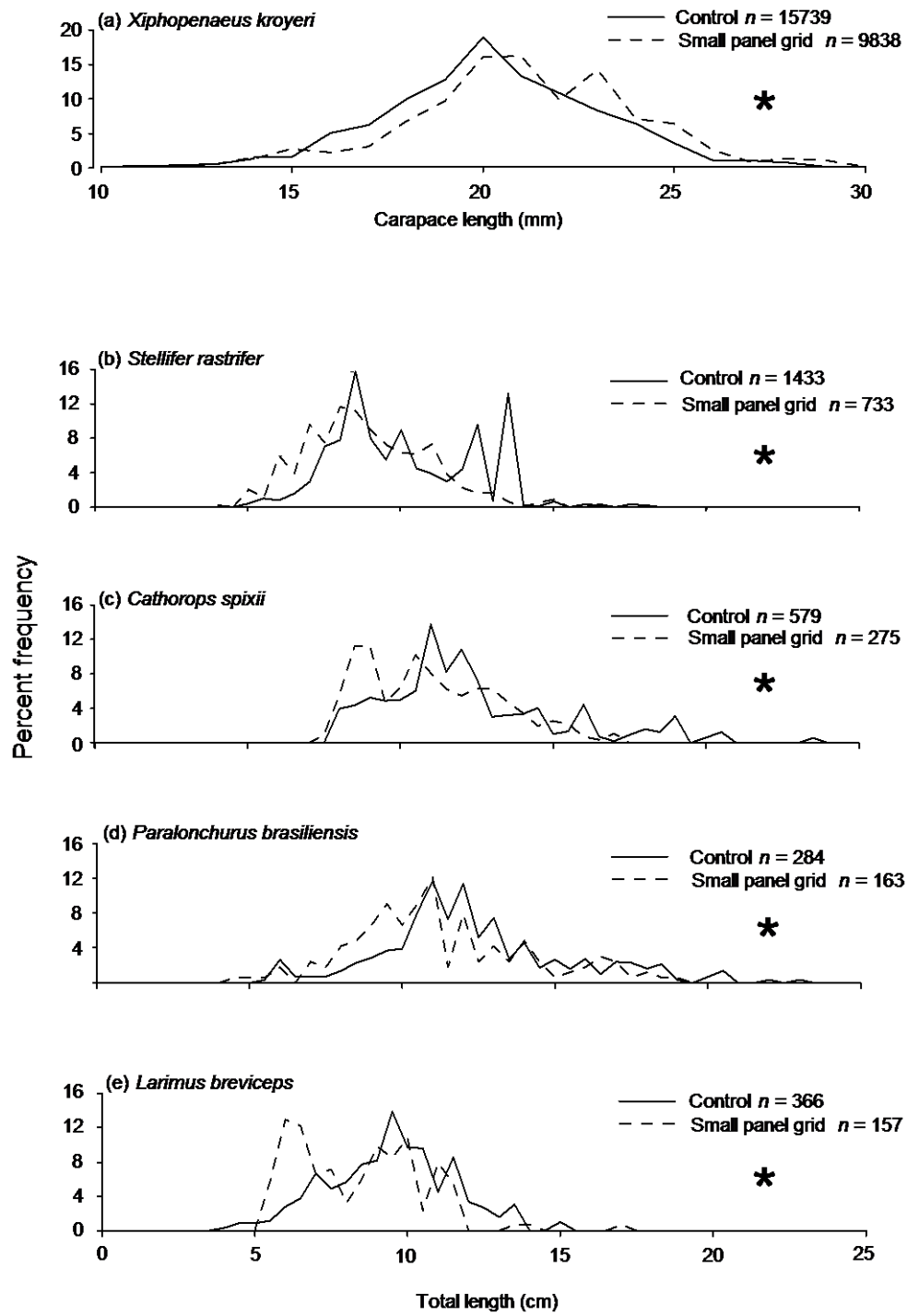


Fig. 5. Size-frequency distributions of (a) *Xiphopenaeus kroyeri*, (b) *Stellifer rastrifer*, (c) *Cathorops spixii*, (d) *Paralichthys brasiliensis* and (e) *Larimus breviceps* retained in the control and small panel grid. *denotes significant differences ($p < 0.05$) detected in two-sample Kolmogorov-Smirnov tests.

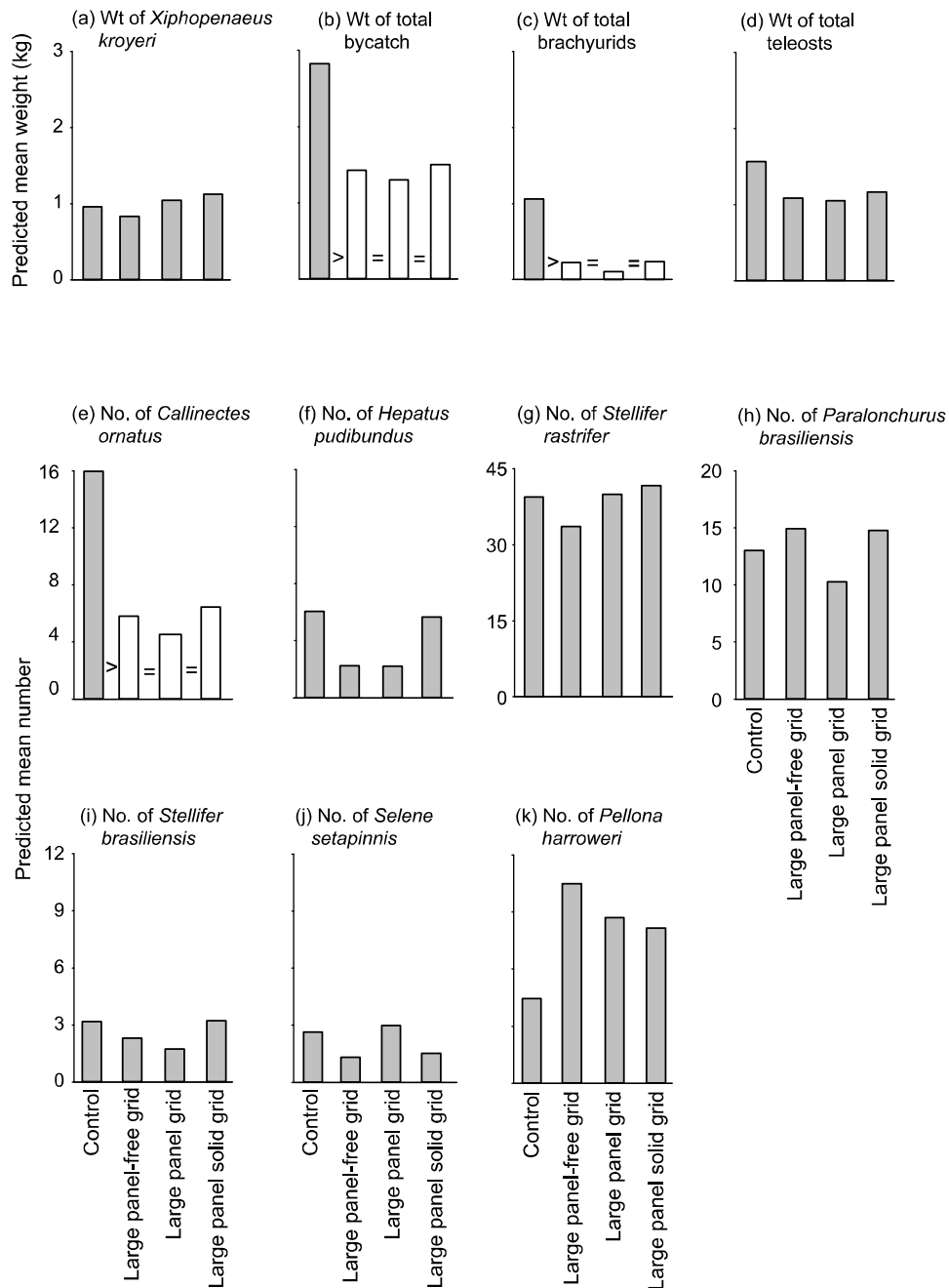


Fig. 6. Differences in predicted mean back-transformed catches 30 min⁻¹ between the control and large panel-free grid, large panel grid and large panel solid grid: weights of (a) *Xiphopenaeus kroyeri* and total (b) bycatch, (c) brachyurids, and (d) teleosts and numbers of (e) *Callinectes ornatus* (f) *Hepatus pudibundus*, (g) *Stellifer rastrifer*, (h) *Paralanchurus brasiliensis*, (i) *Stellifer brasiliensis*, (j) *Selene setapinnis*, and (k) *Pellona harroweri*. Unshaded histograms represent significant differences detected in false discovery rate adjusted paired comparisons with > and = denoting their direction ($p < 0.05$).

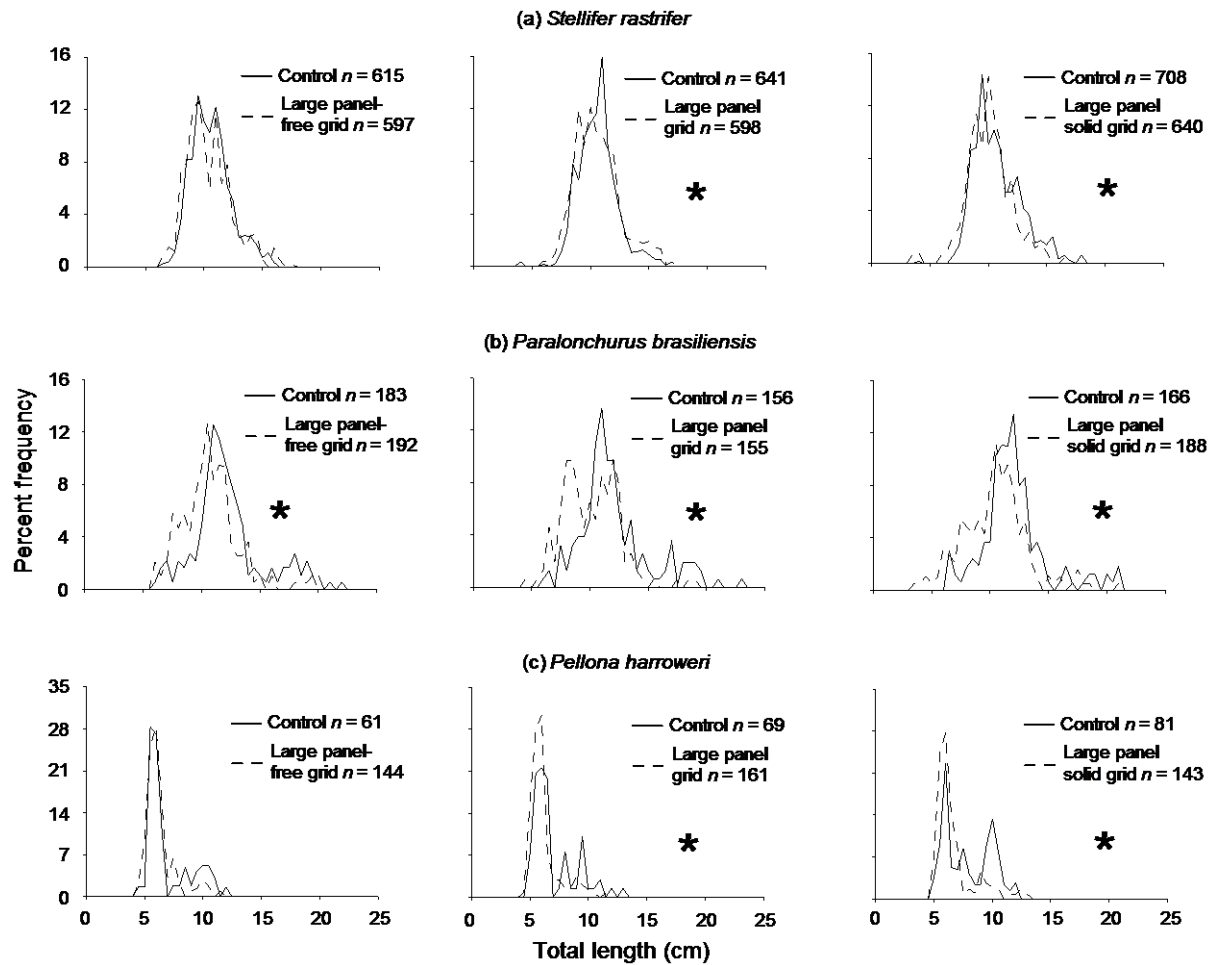


Fig. 7. Size-frequency distributions of (a) *Stellifer rastrifer*, (b) *Paralonchurus brasiliensis* and (c) *Pellona harroweri* retained in the large panel-free grid, large panel grid and large panel solid grid and their respective controls. *denotes significant differences ($p < 0.05$) detected in two-sample Kolmogorov-Smirnov tests.

CAPÍTULO II

Selectivity of square-mesh codends in an artisanal fishery in southern Brazil

Seletividade de ensacadores de malha quadrada em uma pesca artesanal do sul do Brasil

Artigo Submetido: Latin American Journal of Aquatic Research (*Lat. Am. J. Aquat. Res.*), ISSN (0718-560X)

Catarina N. S. Silva^{1,*}, José H. Dias¹, André P. Cattani¹ and Henry L. Spach¹

¹*Centro de Estudos do Mar, Av. Beira Mar, s/n, 83255-000, Pontal do Sul, Paraná, Brazil*

^{*}*Corresponding author e-mail address: catari.bio@gmail.com; Ph: +55-41 9919*

6254

RESUMO. A eficiência relativa de duas configurações de ensacadores de malha quadrada com a mesma circunferência (~2 m) mas diferentes malhagens e materiais (malha de 32-mm de polietileno-PE e malha de 30-mm de poliamida-PA) foi testada numa pesca artesanal de arrasto de camarão no Paraná, sul do Brasil. Os dois ensacadores de malha quadrada foram alternadamente arrastados (arrastos duplos simultâneos) com um ensacador de malha diamante de 26-mm (controle). Apesar de não ter sido significativo, o número médio de bycatch total foi reduzido em 16.6 e 10.0% nos ensacadores de 32- e 30-mm, respetivamente. Os resultados indicam que foi atingida uma melhoria significativa na seletividade de tamanhos de algumas espécies (*Xiphopenaeus kroyeri* e *Stellifer rastrifer*). As modificações operacionais testadas podem representar uma solução técnica adequada para a redução das capturas de organismos imaturos na pesca de arrasto do Paraná, Brasil.

Palavras-chave: Descartes, Pesca do camarão, Dispositivos de redução de *bycatch*, Malha quadrada, Seleção por tamanho, Gestão pesqueira

ABSTRACT. The relative efficiency of two square-mesh designs with the same circumferences (~2 m) but different mesh sizes and materials (32-mm polyethylene-PE and 30-mm polyamide-PA) was tested in an artisanal penaeid trawl fishery in Paraná, southern Brazil. The two square-mesh codends were alternately hauled with a 26-mm diamond-shaped mesh codend (control) in a twin gear configuration. Although not significant, the mean numbers of total bycatch were reduced by 16.6 and 10.0% in the 32- and 30-mm square-mesh codends, respectively. The results indicate that significant improvement in size selectivity for some species (*Xiphopenaeus kroyeri* and *Stellifer rastrifer*) is achieved. The operational changes tested can be a suitable technical solution to reduce the capture of immature organisms in the penaeid trawl fishery in Paraná, Brazil.

Keywords: discards, shrimp fishery, bycatch reduction devices, square mesh, size selection, fisheries management

Running Title: Selectivity of square-mesh codends in Brazil

RESUMEN. SELECTIVIDAD DE LA MALLA CUADRADA EN UNA PESQUERÍA ARTESANAL DE EN EL SUR DE BRASIL. - La eficiencia relativa de dos diseños de malla cuadrada con la misma circunferencia (~ 2 m), pero diferentes tamaños de malla y materiales (32-mm de polietileno PE y 30-mm de poliamida PA) ha sido probada en una pesquería de arrastre artesanal de camarón en Paraná, sur de Brasil. Los dos copos de malla cuadrada fueron transportados alternativamente con un copo de malla de 26-mm en forma de diamante (control) en una configuración de doble engranaje. Aunque no es significativo, el número medio de la captura incidental total se redujo en 16.6 y 10.0% en los 32- y 30-mm copos de malla cuadrada, respectivamente. Los resultados indican que se logra una mejora significativa en la selectividad por tamaño de algunas especies (*Xiphopenaeus kroyeri* y *Stellifer rastrifer*). Los cambios operacionales probados pueden representar una solución técnica adecuada para reducir las capturas de organismos inmaduros en la pesquería de arrastre de camarón en Paraná, Brasil.

Palabras clave: descartes, pesca del camarón, dispositivos de reducción de capturas incidentales, malla cuadrada, selección por tamaño, gestión pesquera

INTRODUCTION

Southern Brazilian artisanal trawl fisheries are noteworthy for their large catches of seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*). This penaeid species is globally ranked among the top five important wild-caught penaeids (Gillett, 2008), has typically 10- to 30-mm carapace length – CL – and accounts for more than 5000mt harvested each year in Brazil (IBAMA, 2005). Bottom trawling for shrimp is one of the most common fishing practices in the southern region of Brazil (Andriguetto-Filho et al., 2009) and like most penaeid-trawl fisheries worldwide, owing to the small meshes used, it is responsible for the retention of large quantities of unwanted organisms (collectively named ‘bycatch’; Hall, 1996) that are consequently discarded. Southern Brazilian artisanal trawlers discard all of their bycatch, which mainly comprises small teleosts (e.g. sciaenids) and brachyurids (Cattani, 2010).

In recent years, concerns about the impact on stocks of important bycatch species by penaeid trawls have resulted in efforts at improving selectivity, as a part of an ecosystem-based approach to fisheries management (Cochrane, 2002). An inexpensive and simple modification to improve the selectivity of some penaeid trawls involves changing only the configuration of mesh in the codend by hanging conventional diamond-shaped mesh on the bar - termed “square mesh” (e.g. Broadhurst & Kennelly, 1994; Macbeth et al., 2004). Codends made entirely by square meshes are bycatch reduction devices (BRDs) that separate species based on their size - mechanical separation.

Most of the studies describing the development of BRDs for penaeid trawls have originated from developed countries (Broadhurst, 2000). Gillett (2008) states that landed bycatch tend to be much higher in poor tropical countries than in developed countries. Since developing countries greatly contribute towards total global bycatch estimates (Kelleher, 2005), it is of the greatest importance to develop and apply BRDs in these fisheries.

Our aim in this paper was to conduct an experiment with two designs of square-mesh codends under normal fishing operations in the southern Brazil to investigate their potential for reducing of catches of unwanted organisms, while maintaining the catches of the retained shrimps. This study is the first of its kind in a Brazilian artisanal trawl shrimp fishery.

METHODS

The experiment was done during four days of fishing in February 2010 off the coast of Paraná, Brazil (25°40'S, 48°30'E) (Fig. 1), using a fibreglass canoe (10 m) powered by a single cylinder 16kW diesel engine and rigged in a twin-gear configuration (one on each side of the vessel). The two trawls were constructed from 26-mm polyamide-PA mesh throughout the wings and body. Zippers (Burazchi S146R) measuring 1.5 m in length were attached to the posterior trawl body to facilitate changing codends. All deployments were 30 min in duration; done between 07:00 and 13:00 h across sandy bottoms (7-16 m) at ~0.5-0.8 ms⁻¹ and deployed and retrieved by hand. The locations and directions of the tows were decided by local fishers to guarantee conventional fishing practices.

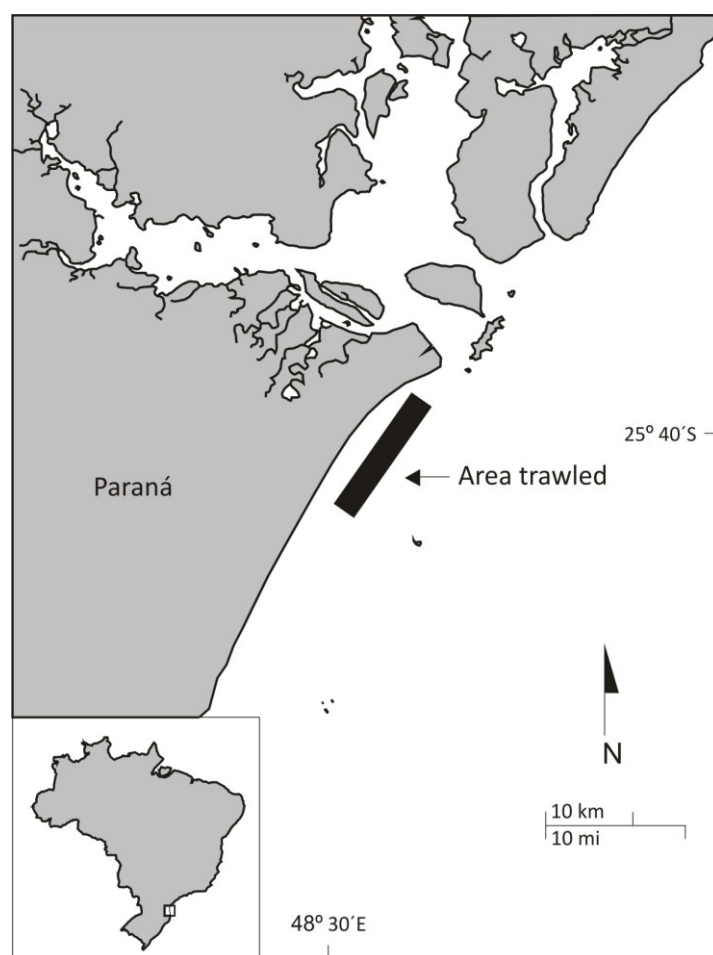


Figure 1. Location of the coast of Paraná and the area trawled.

A control diamond-shaped mesh and two square-mesh codends were constructed for the experiment (Fig. 2). The control codend represented existing conventional 26-mm polyamide-PA diamond-mesh designs (1.5 mm twine diameter) used in an artisanal penaeid-trawl fishery of southern Brazil. The two treatment codends were made of 32-mm polyethylene-PE (4.0 mm twine diameter) and 30-mm polyamide-PA (1.5 mm twine diameter) square-mesh. The two square-mesh designs were alternately compared against the conventional diamond-mesh codend. Three replicates were done on each day providing a total of 12 deployments for each paired comparison, randomly allocated to each trawl (to eliminate any nets bias).

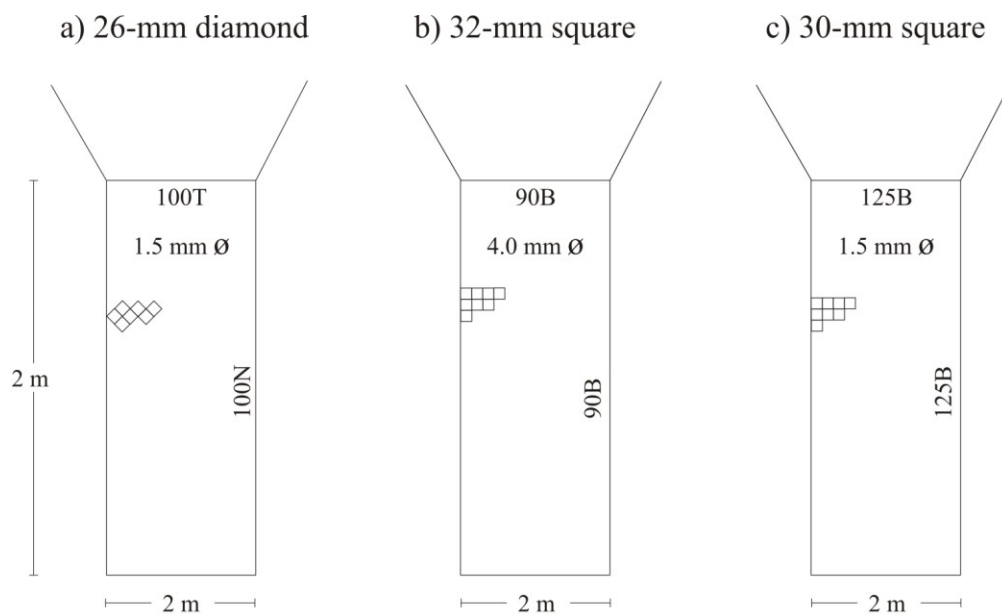


Figure 2. Diagrammatic representation of: a) the control 26-mm diamond-shaped mesh polyamide-PA codend; b) the 32-mm square-mesh polyethylene-PE codend; and c) the 30-mm square-mesh polyamide-PA codend (T=transversals; B=bars; N=normals).

After each deployment, the contents of the codend were emptied into separate trays and the total weights of *X. kroyeri*, teleosts and brachyurids (and therefore total bycatch) were recorded onboard. The total bycatch and a subsample ($n = 50$) of *X. kroyeri* were then collected from each codend, stored on ice, separated by species, measured (to the nearest 0.5 cm) and weighted in the laboratory.

After preliminary tests for normality (Shapiro-Wilk's W test) and for homogeneity of variances (Levene's test), all variables were analysed with two-tailed, paired t -tests ($p < 0.05$), when necessary data were $\ln(x+0.1)$ transformed. Size frequencies of *X. kroyeri* and two abundant key teleosts (*Stellifer rastrifer* and *Selene setapinnis*) were combined across all tows and compared between the square-mesh and their respective control codends using two-sample Kolmogorov-Smirnov tests ($p < 0.05$).

RESULTS

Seabob shrimp comprised approximately 75% (by number) of the total catches from the three codends. In total, 46 species (38 teleosts, 1 elasmobranch and 7 crustaceans) were recorded, although more than 70% of the bycatch (by number) comprised only two brachyurids (*Callinectes ornatus* and *Hepatus pudibundus*) and two teleosts (*Stellifer rastrifer* and *Selene setapinnis*) (Table 1). The species composition was consistent with that typically observed in the fishery.

Compared to the control, the 32- and 30-mm square-mesh codends retained fewer total bycatch (by 16.6 and 10.0%, respectively), although this was not significant ($p > 0.05$; Fig. 3b; Table 2). The catches of *X. kroyeri* were not significantly reduced, despite the 32-m and 30-mm square mesh codends having reduced the weights by 4.0 and 3.4% and the numbers by 6.7 and 9.6%, respectively (Fig. 3a; Table 2). Although not significant, the 32- and 30-mm square mesh codends also reduced the numbers of total fish by 24.0 and 29.9% (Fig. 3c; Table 2). Compared to the control, the 32-mm square mesh codend caught fewer *S. rastrifer* and *S. setapinnis* (11.5 and 21.4%, respectively) and reduced the weight of *S. setapinnis* by 26.6%, while the 30-mm square mesh codend caught fewer *S. rastrifer* (in terms of weight and number, 14.4 and 40.9%) (Fig. 3d, e). Further, none of the square mesh codends were effective in terms of reducing the catches of brachyurids (Table 2).

Table 1. Scientific and common names and numbers (*n*) of organisms caught during the experiment. Only *Xiphopenaeus kroyeri* were retained.

| Family | Scientific name | Common name | <i>n</i> |
|-----------------------|------------------------------------|-----------------------------|----------|
| <i>Crustaceans</i> | | | |
| Penaeidae | <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> | Seabob shrimp | 30909 |
| Aethridae | <i>Hepatus pudibundus</i> | Flecked box crab | 1115 |
| Leucosiidae | <i>Persephona punctata</i> | Purse crab | 372 |
| Majidae | <i>Libinia ferreirae</i> | Spider crab | 24 |
| Portunidae | <i>Arenaeus cribrarius</i> | Speckled swimcrab | 719 |
| | <i>Callinectes danae</i> | Dana swimming crab | 318 |
| | <i>Callinectes ornatus</i> | Shelligs | 3564 |
| <i>Teleosts</i> | | | |
| Achiridae | <i>Trinectes microphthalmus</i> | Sole | 10 |
| | <i>Trinectes paulistanus</i> | Slipper sole | 41 |
| Ariidae | <i>Aspistor luniscutis</i> | Sea catfish | 3 |
| | <i>Cathorops spixii</i> | Madamango sea catfish | 182 |
| Carangidae | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> | Atlantic bumper | 44 |
| | <i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> | Blunnose jack | 9 |
| | <i>Oligoplites saliens</i> | Castin leatherjacket | 39 |
| | <i>Selene setapinnis</i> | Atlantic moonfish | 585 |
| | <i>Selene vomer</i> | Lookdown | 22 |
| | <i>Trachinotus carolinus</i> | Florida pompano | 3 |
| | <i>Chirocentrodon bleekerianus</i> | Dogtooth herring | 39 |
| Clupeidae | <i>Symphurus tessellatus</i> | Tongue fish | 2 |
| Cynoglossidae | <i>Anchoa spp</i> | | 3 |
| Engraulidae | <i>Cetengraulis edentulus</i> | Atlantic anchoveta | 11 |
| | <i>Lycengraulis grossidens</i> | Atlantic sabretooth anchovy | 8 |
| Ephippidae | <i>Chaetodipterus faber</i> | Atlantic spadefish | 5 |
| Gerreidae | <i>Diapterus rhombeus</i> | Silver perch | 1 |
| Haemulidae | <i>Conodon nobilis</i> | Barred grunt | 90 |
| | <i>Pomadasys corvinaeformis</i> | Roughneck grunt | 20 |
| Paralichthyidae | <i>Citharichthys spilopterus</i> | Bay whiff | 9 |
| Polynemidae | <i>Polydactylus virginicus</i> | Barbu | 35 |
| Pristigasteridae | <i>Pellona harroweri</i> | American coastal pellona | 161 |
| Sciaenidae | <i>Bairdiella ronchus</i> | Ground croaker | 78 |
| | <i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> | Barbel drum | 2 |
| | <i>Cynoscion jamaicensis</i> | Jamaica weakfish | 18 |
| | <i>Isopisthus parvipinnis</i> | Bigtooth corvina | 165 |
| | <i>Larimus breviceps</i> | Shorthead drum | 81 |
| | <i>Menticirrhus americanus</i> | Southern kingcroaker | 8 |
| | <i>Menticirrhus littoralis</i> | Gulf kingcroaker | 3 |
| | <i>Micropogonias furnieri</i> | Whitemouth croaker | 30 |
| | <i>Paralenchurus brasiliensis</i> | Banded croaker | 171 |
| | <i>Stellifer brasiliensis</i> | Drum | 236 |
| | <i>Stellifer rastrifer</i> | Rake stardrum | 1837 |
| Sphyraenidae | <i>Sphyraena guachancho</i> | Guachanche barracuda | 1 |
| Stromateidae | <i>Peprilus paru</i> | American harvestfish | 2 |
| Tetraodontidae | <i>Sphoeroides testudineus</i> | Checkered puffer | 5 |
| Trichiuridae | <i>Trichiurus lepturus</i> | Largehead hairtail | 57 |
| Triglidae | <i>Prionotus punctatus</i> | Bluewing searobin | 1 |
| <i>Elasmobranches</i> | | | |
| Narcinidae | <i>Narcine brasiliensis</i> | Brazilian electric ray | 1 |

Table 2. Summary of two-tailed paired *t*-test comparing catches between control and square-mesh codends. *n*=12 in all tests

| | Control vs. 32-mm | | Control vs. 30-mm | |
|-----------------------------|-------------------|----------|-------------------|----------|
| | Paired t-value | <i>P</i> | Paired t-value | <i>P</i> |
| Wt. of <i>X. kroyeri</i> | 0.213 | 0.833 | -0.042 | 0.967 |
| N. of <i>X. kroyeri</i> | 0.369 | 0.715 | 0.224 | 0.825 |
| Wt. of total bycatch | -0.102 | 0.920 | -0.083 | 0.935 |
| N. of total bycatch | 1.326 | 0.198 | 0.857 | 0.401 |
| Wt. of brachyurids | 0.345 | 0.733 | -0.523 | 0.606 |
| N. of brachyurids | 0.629 | 0.536 | -0.163 | 0.872 |
| | | | | |
| Wt. of fish | -0.674 | 0.507 | -0.226 | 0.823 |
| N. of fish | 1.805 | 0.085 | 1.503 | 0.147 |
| Wt. of <i>S. rastrifer</i> | -1.930 | 0.067 | -0.261 | 0.797 |
| N. of <i>S. rastrifer</i> | 0.155 | 0.879 | 1.531 | 0.140 |
| Wt. of <i>S. setapinnis</i> | 1.207 | 0.240 | 0.640 | 0.529 |
| N. of <i>S. setapinnis</i> | 1.117 | 0.276 | 0.753 | 0.459 |

Two-sample Kolmogorov-Smirnov tests detected significant differences in the size-frequency distributions of *X. kroyeri* and *S. rastrifer* ($p < 0.01$; Fig. 4a, b) between the control and the 32- and 30-mm square-mesh codends. There were no significant differences in size-frequencies of *S. setapinnis* between the control and square-mesh codends (Kolmogorov-Smirnov test; $p > 0.05$; Fig. 4c).

DISCUSSION

The results of this experiment further support the wide utility of square-mesh codends for releasing small fish and penaeids from trawls (Bahamon et al., 2006; Macbeth et al., 2007; Broadhurst et al., 2010). Both the 32- and 30-mm square mesh codends performed similarly, reducing (although not significantly) the number of total bycatch without significantly affecting the catches of *Xiphopenaeus kroyeri*.

Comparing both square mesh codends, the 30-mm codend caught fewer total fish and *Stellifer rastrifer* than the 32-mm square mesh codend (Fig. 3c, d). Such an apparent negative relationship between selection and mesh size may have been caused because the thick twine diameter of the 32-mm codend resulted in the meshes being more closed and maybe more visible and therefore dissuading escape attempts (Sala et al., 2007). This result may also reflect species-specific behaviour, swimming ability and twine bending stiffness (Herrmann & O'Neill, 2006).

Due to the small sizes of the organisms caught in the fishery, the square-mesh codends had no substantial benefit in terms of reducing the weight of total bycatch; however, the reduction in the number of unwanted organisms caught was appreciable. Moreover, there was evidence of an associated dependence of species morphology with the mechanisms by which the square-mesh codends select the catches. Specifically, compared to the conventional codend, both the square-mesh designs contributed some improvement towards trawl performance which was due to the escape of small individuals of *Stellifer rastrifer*. The significant size-selectivity of *S. rastrifer* may be possibly due to their relatively fusiform body, while *S. setapinnis* has a strongly compressed body (Fig. 4b, c). Further, both the square mesh codends significantly selected larger seabob shrimp (Fig. 4a).

Other studies have shown the utility of square mesh codends to increase and maintain lateral openings in demersal trawls (Broadhurst et al., 2004, 2010; Macbeth et al., 2007). Due to this fact, the square meshes allow more small fishes and penaeids to escape than the diamond-meshes. Moreover the square mesh codends are the best alternative in terms of minimising the damage of escapees, as proved by Farmer et al. (1998), and consequently reducing the mortality rate of these organisms.

As observed in many of the world's prawn-trawl fisheries (e.g. Liggins et al., 1996; Kennelly et al., 1998; Sala et al., 2008) fish that comprise bycatches are usually quite small (<20 cm long) and often juveniles. Seabob shrimp is a smaller species of penaeid (usually <10cm long) and, as bycatch fish species have a similar size it may be possible to reduce more effectively bycatches by a behavioural separating mechanism. For example, a square mesh panel "strategically" positioned in the codend separates species based on the characteristic escape response of fishes to trawls (see Broadhurst, 2000 for a review).

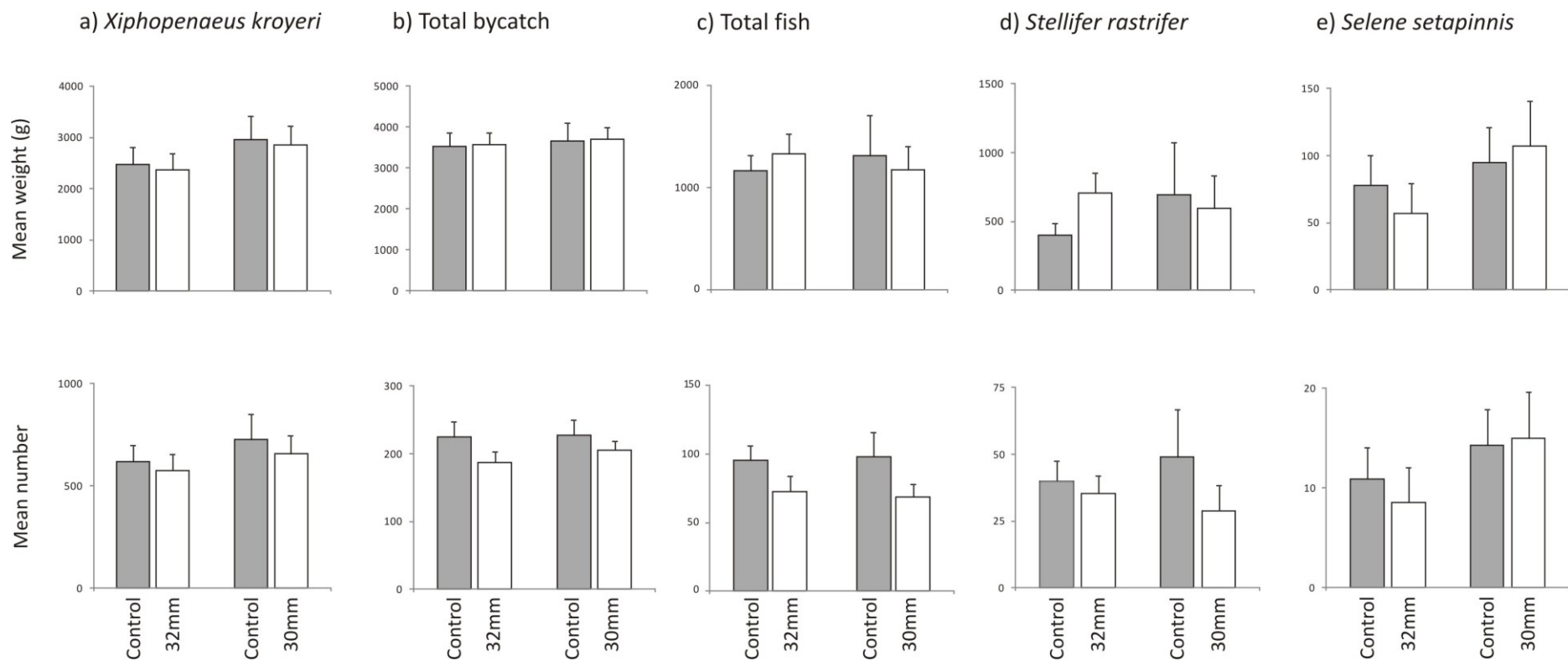


Figure 3. Differences in mean catches \pm SE between control and square-mesh codends (32- and 30-mm) for the weight and number of: a) *Xiphopenaeus kroyeri*; b) total bycatch; c) total fish; d) *Stellifer rastifer*; and e) *Selene setapinnis*.

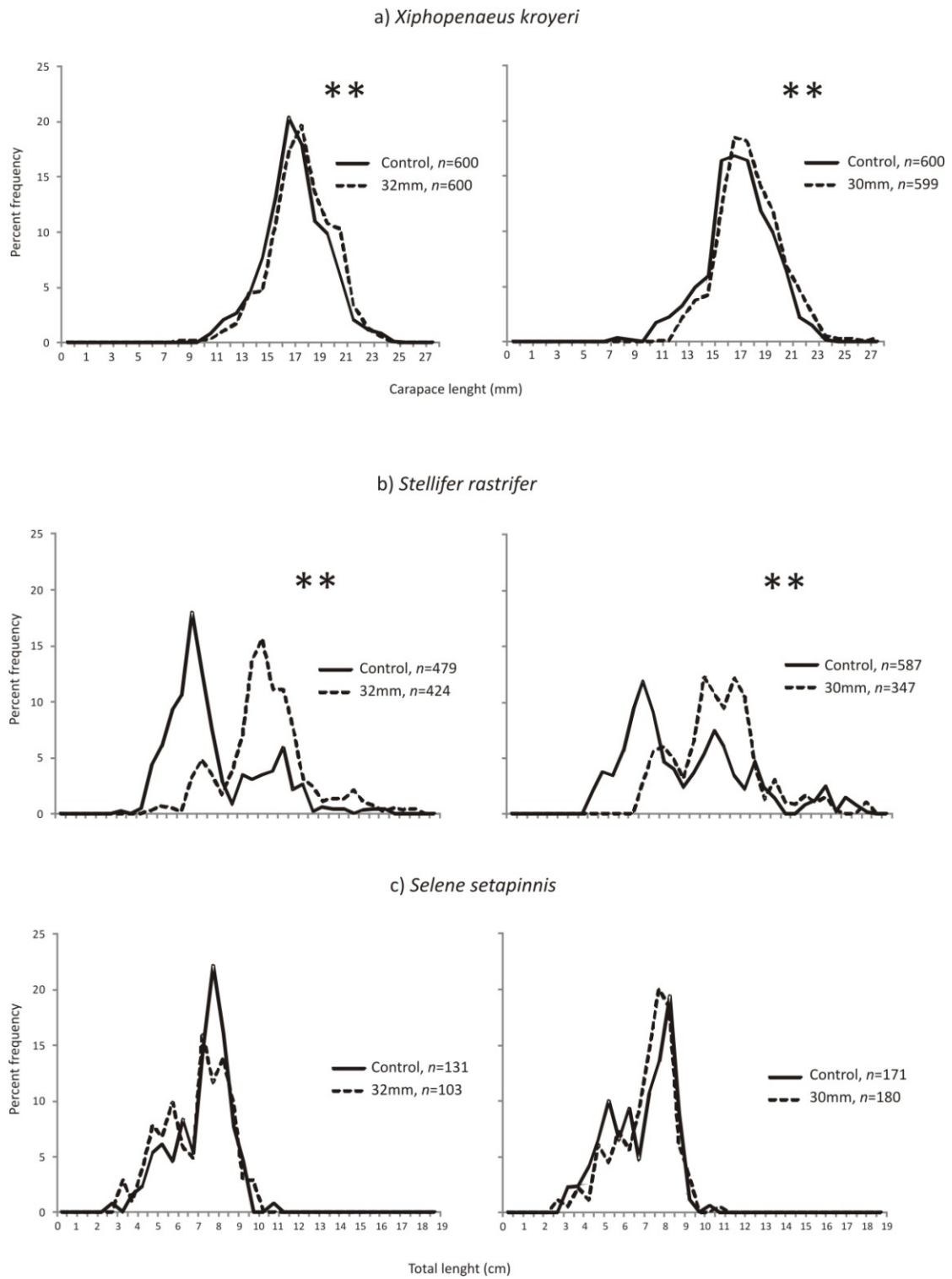


Figure 4. Size-frequency distributions of: a) *Xiphopenaeus kroyeri*; b) *Stellifer rastrifer*; and c) *Selene setapinnis*; from control and square-mesh codends (32- and 30-mm). ** Significant at $P < 0.01$.

Like other studies (e.g. Macbeth et al., 2005) the data presented demonstrate that the codends made of diamond-mesh used in the fishery are less selective than the square mesh codends tested and, since the catches of seabod shrimp were not affected, it should be feasible to use larger sizes of mesh. Further research is required, therefore, to explore the utility of different operational changes in the fishing gear configurations in the fishery.

Notwithstanding the above, given that there were few (if any) negative impacts to the fishing operation associated with using square mesh codends and the netting materials are locally available, enforcing their use in the southern Brazilian artisanal penaeid fishery would be a suitable technical solution to reduce the capture of immature fish. Assuming most of these escaping individuals survive (Broadhurst et al., 2006), such a management option should translate to a reduction in impacts on the stocks of key species.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank “Laboratório de Biologia de Peixes, Centro de Estudos do Mar”, CAPES “Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior” for financial support, Matt Broadhurst for his invaluable advice and assistance, Andréia Schwingel and Bianca Budel for their technical assistance and Jair Crisanto da Silva, Florismar Santana da Silva, Ismail Santana da Silva, Atair Santana da Silva and Alex Nascimento da Silva for the use of their vessels.

REFERENCES

- Andriguetto-Filho, J.M., R. Krul & S. Feitosa. 2009. Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: implications for management and sustainability. *J. Appl. Ichthyol.*, 25: 277-286.
- Bahamon, N., F. Sardà & P. Suuronen. 2006. Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40mm square mesh codend. *Fish. Res.*, 81: 15-25.
- Broadhurst, M.K. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 10: 27-60.

- Broadhurst, M.K. & S.J. Kennelly. 1994. Reducing the by-catch of juvenile fish (mulloway *Argyrosomus hololepidotus*) using square-mesh panels in codends in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery, Australia. *Fish. Res.*, 19: 321-331.
- Broadhurst, M.K., R.B. Millar, S.J. Kennelly, W.G. Macbeth, D.J. Young & C.A. Gray. 2004. Selectivity of conventional diamond- and novel square-mesh codends in an Australian estuarine penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.*, 67: 183-194.
- Broadhurst, M.K., P. Suuronen & A. Hulme. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish Fish.*, 7: 180-218.
- Broadhurst, M.K., R.B. Millar & C.P. Brand. 2010. Diamond- vs. square-mesh codend selectivity in southeastern Australian estuarine squid trawls. *Fish. Res.*, 102: 276-285.
- Cattani, A.P. 2010. Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de Pontal do Paraná – PR. MSc thesis, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 115 pp.
- Cochrane, K.L. 2002. A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper No. 424. FAO, Rome, 231pp.
- Farmer, M.J., D.T. Brewer & S.J.M. Blaber. 1998. Damage to selected fish species escaping from prawn trawl codends: a comparison between square-mesh and diamond-mesh. *Fish. Res.*, 38: 73-81.
- Gillett, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Technical paper No. 475. FAO, Rome, 359 pp.
- Hall, M.A. 1996. On bycatches. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 6: 319-352.
- Herrmann, B. & F.G. O'Neill. 2006. Theoretical study of the influence of twine thickness on haddock selectivity in diamond mesh-codends. *Fish. Res.*, 80: 221-229.
- IBAMA. 2005. Estatística da Pesca 2005. Brasil – Grandes regiões e unidades de federação. IBAMA, Brasília, 137 pp.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper No. 470. FAO, Rome, 131 pp.
- Kennelly, S.J., G.W. Liggins & M.K. Broadhurst. 1998. Retained and discarded by-catch from oceanic prawn trawling in New South Wales, Australia. *Fish. Res.*, 36: 217-236.

- Liggins, G.W., S.J. Kennelly & M.K. Broadhurst. 1996. Observer-based survey of by-catch from prawn trawling in Botany Bay and Port Jackson, New South Wales. *Mar. Freshwater Res.*, 47: 877-88.
- Macbeth, W.G., M.K. Broadhurst & R.B. Millar. 2004. The utility of square mesh to reduce bycatch in Hawkesbury River prawn trawls. *Ecol. Manage. Restor.*, 5(3): 210-213.
- Macbeth, W.G., M.K. Broadhurst & R.B. Millar. 2005. Fishery-specific differences in the size selectivity and catch of diamond- and square-mesh codends in two Australian penaeid seines. *Fisheries Manag. Ecol.*, 12: 225-236.
- Macbeth, W.G., R.B. Millar, M.K. Broadhurst, C.W. Hewitt & M.E.L. Wooden. 2007. Intra-fleet variability in the size selectivity of a square-mesh trawl codend for school prawns (*Metapenaeus macleayi*). *Fish. Res.*, 27: 92-98.
- Sala, A., A. Lucchetti & G. Buglioni. 2007. The influence of twine thickness on the size selectivity of polyamide codends in a Mediterranean bottom trawl. *Fish. Res.*, 83: 192-203.
- Sala, A., A. Lucchetti, C. Piccinetti & M. Ferretti. 2008. Size selection by diamond- and square-mesh codends in multi-species Mediterranean demersal trawl fisheries. *Fish. Res.*, 93: 8-21.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos sobre modificações ou variações de dispositivos de redução de *bycatch* (BRDs) devem ser realizados antes da sua implementação na estratégia de gestão de modo a se determinar qual é o dispositivo mais adequado para a pescaria em análise. Adicionalmente, dados sobre a sobrevivência das espécies após o escape das redes com BRDs devem também ser obtidos para possibilitar a quantificação dos benefícios a longo prazo que o uso dos dispositivos possa proporcionar aos estoques de espécies não alvo. Além disso, esta pesquisa deve ser contínua pois ocorrem avanços na tecnologia e mudanças nas espécies prioritárias, questões que devem ser incorporados na estratégia de gestão. Os testes de eficiência de dispositivos de redução de *bycatch* podem também ser realizados em diferentes fases do ciclo de vida das espécies prioritárias de modo a se determinar diferentes níveis de eficiência dos dispositivos.

Alguns autores (e.g. ZHOU et al., 2010) defendem que um aumento na seletividade das redes de pesca pode provocar impactos negativos no ecossistema. Uma vez que a resposta do ecossistema à exploração de recursos naturais é complexa devem ser realizados estudos que antecipem os efeitos do uso dos dispositivos de redução de *bycatch*. As possíveis respostas podem ser exploradas através de modelos tróficos dinâmicos, como o ECOSIM, que produz simulações de mudanças dinâmicas a longo termo nos níveis de biomassa de grupos funcionais de interesse do ecossistema em estudo. CRIALES-HERNANDEZ et al. (2006) realizaram simulações com ECOSIM numa pesca tropical de arrasto de camarão na Colômbia. Os autores demonstraram que a introdução dos dispositivos de redução de *bycatch* proporcionou mudanças positivas (de moderadas a fortes) na biomassa dos grupos funcionais de *bycatch*. Apesar de este ser um dos possíveis modelos de simulação e poderem não ter sido incorporados todos os fatores que afetem a resposta da biomassa, este modelo salienta os potenciais efeitos positivos do uso de BRDs como uma estratégia de gestão da pesca.

Em países como o Brasil, onde recursos para a gestão da pesca são escassos, a costa é muito extensa, as comunidades pesqueiras encontram-se muito dispersas e, no caso das comunidades artesanais, existe uma carência de informação relativamente à legislação pesqueira, a adoção voluntária dos dispositivos de redução de *bycatch* pelos pescadores deve ser prévia ao dever de cumprimento de legislação. Sendo assim, é

importante que as pesquisas relacionadas à eficiência de BRDs, que têm a finalidade de diminuir a retenção de *bycatch* nas redes de arrasto, não afetem as capturas alvo de modo a facilitar a adoção voluntária dos dispositivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIGUETTO-FILHO, J. M.; CHAVES, P. T.; SANTOS, C.; LIBERATI, S. A. **Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná**. In: Isaac, V.J.; Martins, A. S.; Haimocic, M.; Andriguetto-Filho, J.M. (Ed.). A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Belém: Editoria Universitária da UFPA. v. 1, p. 117-140, 2006.

ANDRIGUETTO-FILHO, J. M.; KRUL, R.; FEITOSA, S. Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: implications for management and sustainability. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 25, p. 277-286, 2009.

ALVERSON, D. L.; FREEBERG, M. H.; POPE, J. G.; MURAWSKI, S. A. A global assessment of fisheries bycatch and discards. **FAO Fisheries Technical Paper**. Nº 339. Rome, FAO. 233 p., 1994.

BACHE, S. J. Bycatch mitigation tools: selecting fisheries, setting limits, and modifying gear. **Ocean & Coastal Management**, v.46, p. 103-125, 2003.

BAHAMON, N., SARDÀ, F., SUURONEN, P. Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40mm square mesh codend. **Fish. Res.**, v. 81, p. 15-25, 2006.

BEDDINGTON, J. R., AGNEW, D. J., CLARK, C. W. Current problems in the management of marine fisheries. **Science**. v. 316, p. 1713-6, 2007.

BENJAMINI, Y., YEKUTIELI, D. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. **Ann. Stat.** v. 29, p. 1165-1188, 2001.

BIGARELLA, J. J. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. jubilee, p.65-110. 2001.

BREWER, D., RAWLINSON, N., EAYRS, S., BURRIDGE, C. An assessment of bycatch reduction devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. **Fish. Res.** v. 36, p.195-215, 1998.

BROADHURST, M. K. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. v. 10, p. 27-60, 2000.

BROADHURST, M. K., KENNELLY, S. J. Reducing the by-catch of juvenile fish (mulloway *Argyrosomus hololepidotus*) using square-mesh panels in codends in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery, Australia. **Fish. Res.**, v. 19, p. 321-331, 1994.

BROADHURST, M. K., KENNELLY, S. J. Rigid and flexible separator-panels in trawls that reduce the by-catch of small fish in the Clarence River prawn-trawl fishery, Australia. **Mar. Freshwater Res.** v. 47, p. 991-998, 1996.

BROADHURST, M. K., KENNELLY, S. J., ISAKSEN, B. Assessments of modified codends that reduce the by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in new south wales, australia. **Fish. Res.** v. 27, p. 89-111, 1996.

BROADHURST, M. K., KENNELLY, S. J., O'DOHERTY, G. Specifications for the construction and installation of two by-catch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. **Mar. Freshwater Res.** v. 48, p. 485-489, 1997.

BROADHURST, M. K., MILLAR, R. B., BRAND, C. P. Diamond- vs. square-mesh codend selectivity in southeastern Australian estuarine squid trawls. **Fish. Res.**, v. 102, p. 276-285, 2010.

BROADHURST, M. K., MILLAR, R. B., KENNELLY, S. J., MACBETH, W. G. YOUNG, D. J., GRAY, C. A. Selectivity of conventional diamond- and novel square-mesh codends in an Australian estuarine penaeid-trawl fishery. **Fish. Res.** v. 67, p. 183-194, 2004.

BROADHURST, M. K., SUURONEN, P., HULME, A. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. **Fish Fish.**, v. 7, p. 180-218, 2006.

BUTLER, D. G., CULLIS, B. R., GILMOUR, A. R., GOGEL, B. J. Analysis of mixed models for S language environments. ASReml-S reference manual. **Technical report, Queensland Department of Primary Industries**, 133 p., 2007.

CAMPBELL, L. M., CORNWELL, M. L. Human dimensions of bycatch reduction technology: current assumptions and directions for future research. **Endangered Species Research**, v. 5, n. 2-3, p. 325-334, 2008.

CARNIEL, V. L. **Interação de aves costeiras com descartes oriundos da pesca artesanal no litoral centro-sul paranaense.** Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

CATTANI, A. P. **Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de pontal do Paraná – PR.** Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná, 2010.

CRIALES-HERNANDEZ, M. I., DUARTE, L. O., GARCÍA, C. B., MANJARRÉS, L. Ecosystem impacts of the introduction of bycatch reduction

devices in a tropical shrimp trawl fishery: Insights through simulation. **Fish. Res.** v. 77, p. 333-342, 2006.

COCHRANE, L. K. (ed.). A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. **FAO Fisheries Technical Paper**. n. 424. Rome, FAO, 231p., 2002.

COMISSÃO EUROPEIA. **A Política Comum da Pesca – Guia do Utilizador**. Luxemburgo, 36 p., 2009.

CONOLLY, P. C. Bycatch activities in Brazil. In: Jones, R. P. (ed), **INTERNATIONAL CONFERENCE ON SHRIMP BYCATCH**. May, 1992, Lake Buena Vista, Florida. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee, FL, p. 291-302, 1992.

DIEGUES, A. C. Artisanal Fisheries in Brazil. **ICSF - International Collective in Support of Fishworkers**. p.72, 2006.

EAYRS, S., NGUYEN, P.H., LEY, J. Assessment of a juvenile and trash excluder device in a Vietnamese shrimp trawl fishery. **ICES J. Mar. Sci.** v. 64, p. 1598–1602, 2007.

ERCOLI, R., GARCIA, J., SALVINI, L., IZZO, A., BARTOZETTI, J. Manual del dispositivo de selectividad de langostino con doble grilla-DISELLA II. **INIDEP Informe Técnico Interno**, 1997.

FAO. Code of conduct for responsible fisheries. Rome, **FAO**, 41 p., 1995.

FAO. Food and Agriculture Organization. The state of world fisheries and aquaculture 2008, **FAO**, Sofia, 2009.

FARMER, M. J., BREWER D. T., BLABER, S. J. M. Damage to selected fish species escaping from prawn trawl codends: a comparison between square-mesh and diamond-mesh. **Fish. Res.**, v. 38, p. 73-81, 1998.

FONSECA, P., CAMPOS, A., LARSEN, R. B., BORGES, T. C., ERZINI, K. Using a modified Nordmøre grid for by-catch reduction in the Portuguese crustacean-trawl fishery. **Fish. Res.** v. 71, p. 223-239, 2005.

GARCÍA-CAUDILLO, J. M., CISNEROS-MATA, M. A., BALMORI-RAMÍREZ, A. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, México. **Biological Conservation**, v. 92, p. 199-205, 2000.

GILLET, R. Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper** n. 475 Rome, 331 p., 2008.

GRAHAM, N. By-catch reduction in the brown shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation Nordmøre grid (grate). **Fish. Res.** v. 59, p. 393-407, 2003.

GRIMALDO, E. The effects of grid angle on a modified Nordmøre-grid in the Nordic shrimp fishery. **Fish. Res.** v. 77, p. 53-59, 2006.

HALL, M. A. On bycatches. **Rev. Fish Biol. Fish.** v. 6, p. 319-352, 1996.

HERRMANN, B., O'NEILL, F. G. Theoretical study of the influence of twine thickness on haddock selectivity in diamond mesh-codends. **Fish. Res.**, v. 80, p. 221-229, 2006.

HICKEY, W. M., BROTHERS, G., BOULOS, D. L. By-catch reduction in the northern shrimp fishery. **Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.** No 1964, 41 p. 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, Estatística da Pesca 2005. Brasil – Grandes regiões e unidades de federação. Brasília, **IBAMA**, 137 p. 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Estatística da pesca 2007 Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília, **IBAMA**, 2007.

ISAKSEN, B., VALDEMARSEN, J.W., LARSEN, R.B., KARLSEN, L. Reduction of fish by-catch in shrimp trawl using a rigid separator grid in the aft belly. **Fish. Res.** v. 13, p. 335-352, 1992.

KENNELLY, S. J. A framework for solving by-catch problems: examples from New South Wales, Australia, the eastern Pacific and the northwest Atlantic. In: Hancock, D.A., Smith, D.C., Grant, A. and Beumer, J.P. (eds), Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management (2nd WORLD FISHERIES CONGRESS BRISBANE, proceedings). CSIRO Press, Melbourne, p. 544–550, 1997.

KELLEHER, K. Discards in the world's marine fisheries. Rome: **FAO**, Fisheries Technical Paper, v. 470, 131 p., 2005.

KENNELLY, S. J. & BROADHURST, M. K. **Fishermen and scientists solving bycatch problems: examples from Australia and possibilities for the Northeastern United States.** Solving bycatch: considerations for today and tomorrow. Alaska Sea Grant College Program Report 96-03, Univ. Alaska, Fairbanks, AK, p. 121-128, 1995.

KENNELLY, S.J. & BROADHURST, M.K. Fishermen and scientists solving by-catch problems: examples from Australia and possibilities for New England. In

Solving Bycatch: Considerations for Today and Tomorrow. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, AL, **Alaska Sea Grant College Program Report** No. 96-03, p. 121-128. 1996.

KENNELLY, S. J. & BROADHURST, M. K. By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. **Fish and Fisheries** v. 3, p. 340-355, 2002.

KENNELLY, S. J., LIGGINS, G. W., BROADHURST, M. K. Retained and discarded by-catch from oceanic prawn trawling in New South Wales, Australia. **Fish. Res.**, v. 36, p. 217-236, 1998.

LIGGINS, G. W., KENNELLY, S. J., BROADHURST, M. K. Observer-based survey of by-catch from prawn trawling in Botany Bay and Port Jackson, New South Wales. **Mar. Freshwater Res.**, v. 47, p. 877-88, 1996.

MACBETH, W. G., BROADHURST, M. K., MILLAR, R. B. The utility of square mesh to reduce bycatch in Hawkesbury River prawn trawls. **Ecol. Manage. Restor.**, v. 5(3), p. 210-213, 2004.

MACBETH, W. G., BROADHURST, M. K., MILLAR, R. B. Fishery-specific differences in the size selectivity and catch of diamond- and square-mesh codends in two Australian penaeid seines. **Fisheries Manag. Ecol.**, v. 12, p. 225-236, 2005.

MACBETH, W. G., MILLAR, R. B., BROADHURST, M. K., HEWITT, C. W., WOODEN, M. E. L. Intra-fleet variability in the size selectivity of a square-mesh trawl codend for school prawns (*Metapenaeus macleayi*). **Fish. Res.**, v. 27, p. 92-98, 2007.

MATSUOKA, T., KAN, T.T. Passive exclusion of finfish by trawl efficiency device (TED) in prawn trawling in Gulf of Papua, Papua New Guinea. **Nippon Suisan Gakkaishi** v. 57, p. 1321-1329, 1991.

MILLAR, R. B., FRYER, R. J. Estimating size-selection curves of trawls, traps, gillnets and hooks. **Rev. Fish Biol. Fish.** v. 9, p. 89-116, 1999.

NAAMIN, N. & SUJASTANI, T. The by-catch excluder device. Experiments in Indonesia. Presented at FAO/AUSTRALIA: WORKSHOP ON THE MANAGEMENT OF PENAEID SHRIMP/PRAWNS IN THE ASIA PACIFIC REGION, 29 October – 2 November, 20 pp., 1984.

NATIVIDADE, C. D. **Estrutura populacional e distribuição do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (HELLER, 1862) (DECAPODA: PENAEIDAE) no litoral do Paraná, Brasil.** (Mestrado em Ecologia e Conservação). Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

PETTOVELLO, A. D. By-catch in the Patagonian red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery. **Mar. Freshwater Res.**, v. 50, p. 123-7, 1999.

RIEDEL, R. DEALTERIS, J. Factors affecting hydrodynamic performance of the Nordmøre grate system: a bycatch reduction device used in the gulf of Maine shrimp fishery. **Fish. Res.** v. 24, p. 181-198, 1995.

SALA, A., LUCCHETTI, A., BUGLIONI, G. The influence of twine thickness on the size selectivity of polyamide codends in a Mediterranean bottom trawl. **Fish. Res.**, v. 83, p. 192-203, 2007.

SALA, A., LUCCHETTI, A., PICCINETTI, C., FERRETTI, M. Size selection by diamond- and square-mesh codends in multi-species Mediterranean demersal trawl fisheries. **Fish. Res.**, v. 93, p. 8-21, 2008.

TUCKER, A. D., ROBINS, J. B., MCPHEE, D. P. Adopting turtle excluder devices in Australia and the United States: What are the differences in technology transfer, promotion, and acceptance? **Coast. Man.** v. 25, p. 405-421, 1997.

VENDEVILLE, P. Tropical shrimp fisheries: types of fishing gear used and their selectivity. **FAO Fisheries Technical Paper 261** (Revision), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 75 p. 1990.

WATSON, J. W. Fish behavior and trawl design: Potential for selective trawl development. In Campbell, C.M., (ed). **PROCEEDINGS OF THE WORLD SYMPOSIUM ON FISHING GEAR AND FISHING VESSELS**. St John's, Canada: Marine Institute, p. 25-29, 1989.

YELLEN, J. E., BROOKS, A. S., CORNELISSEN, E., MEHLMAN, M. J., STEWARD, K. A middle stone age worked bone industry from Katanda, Upper Semliki Valley, Zaire. **Science** v. 268, p. 553-556, 1995.

ZHOU, S., SMITH, A. D. M., PUNT, A. E., RICHARDSON, A. J., GIBBS, M., FULTON, E. A., PASCOE, S., BULMAN, C., BAYLISS, P., SAINSBURY, K. Ecosystem-based fisheries management requires a change to the selective fishing philosophy. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, p. 1-5, 2010.

ANEXOS

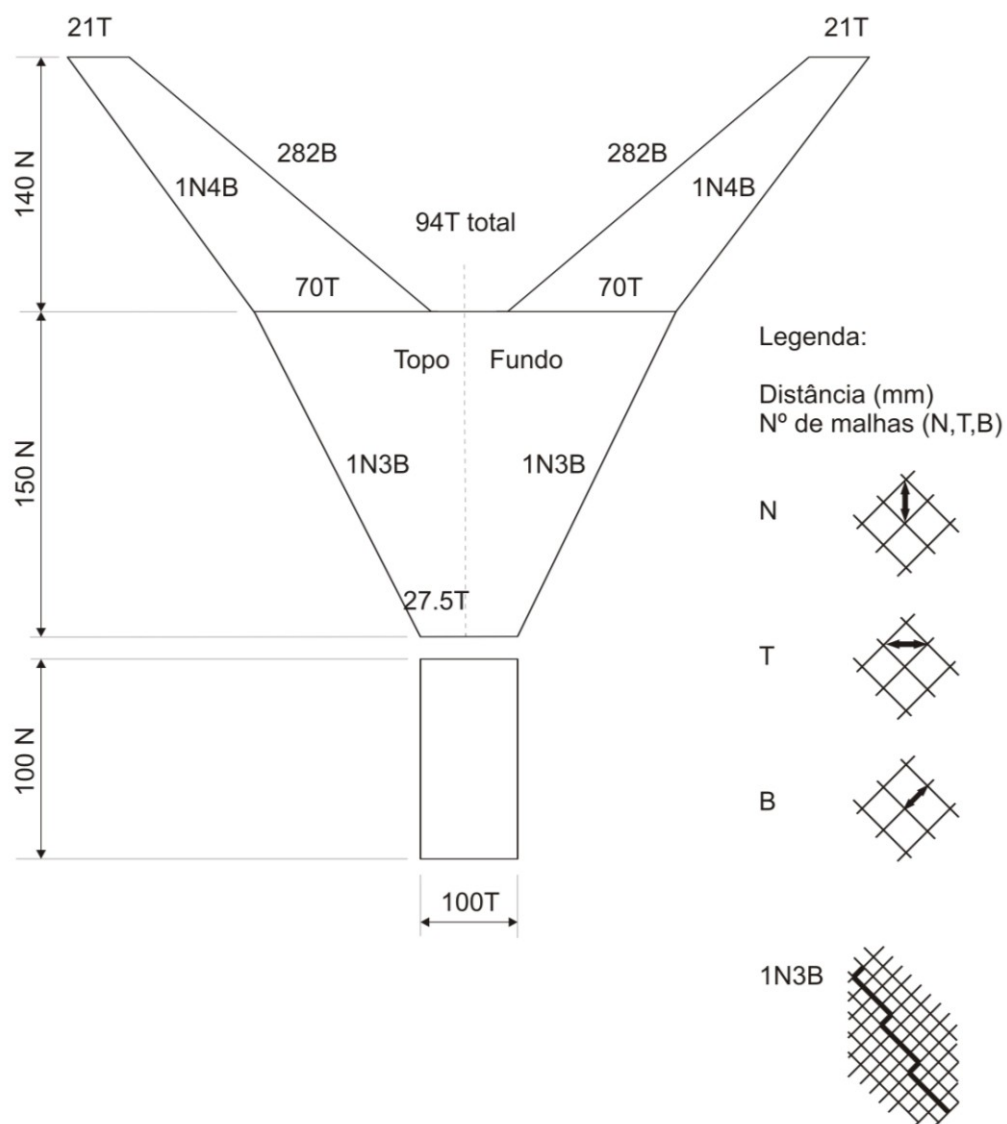


Figura 1 – Especificações técnicas de rede controle com ensacador controle com respectiva legenda.

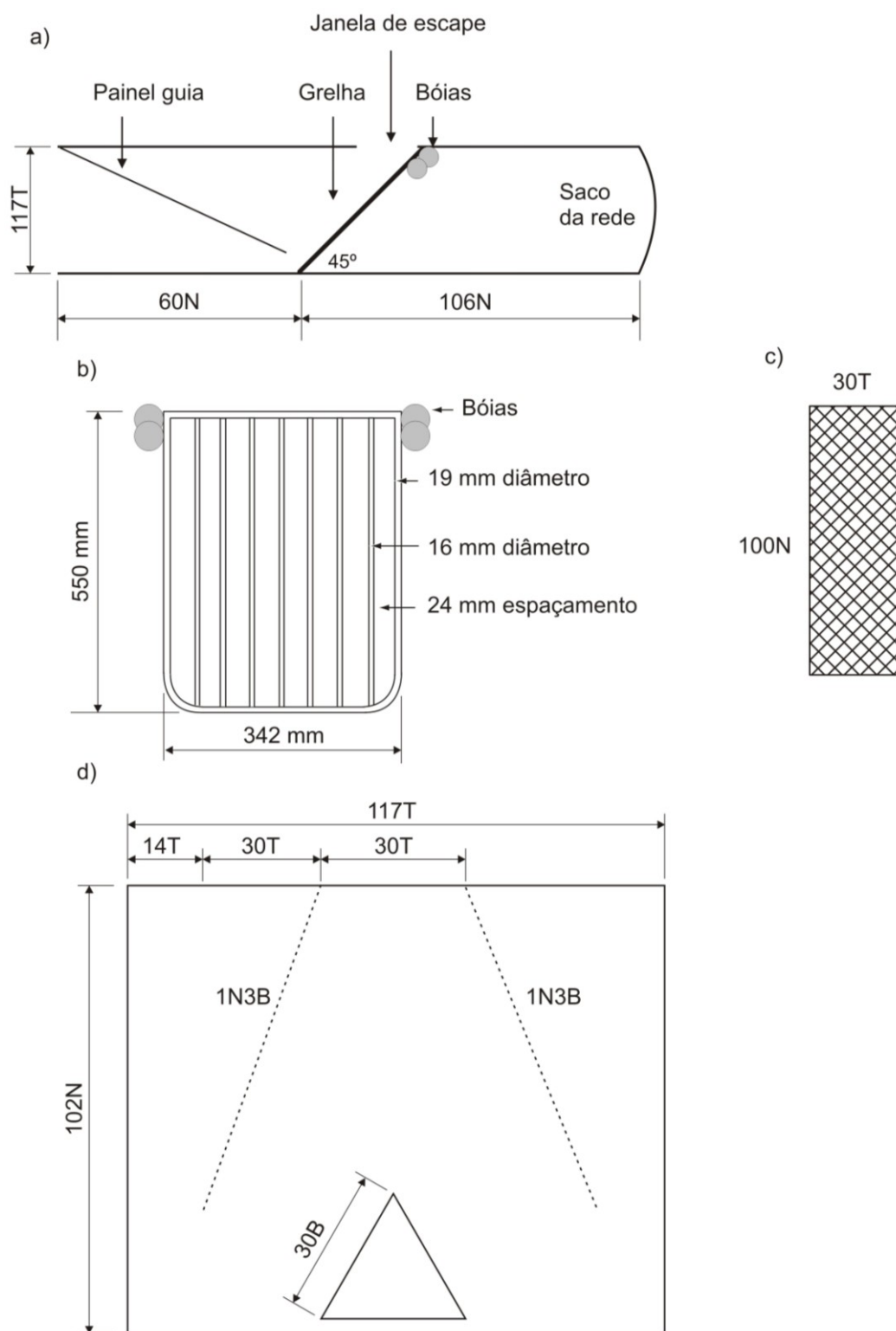


Figura 2 – Especificações técnicas de ensacador com grelha Nordmøre pequena e com painel guia: a) vista lateral do ensacador, b) grelha Nordmøre pequena, c) painel guia e d) rede do ensacador.

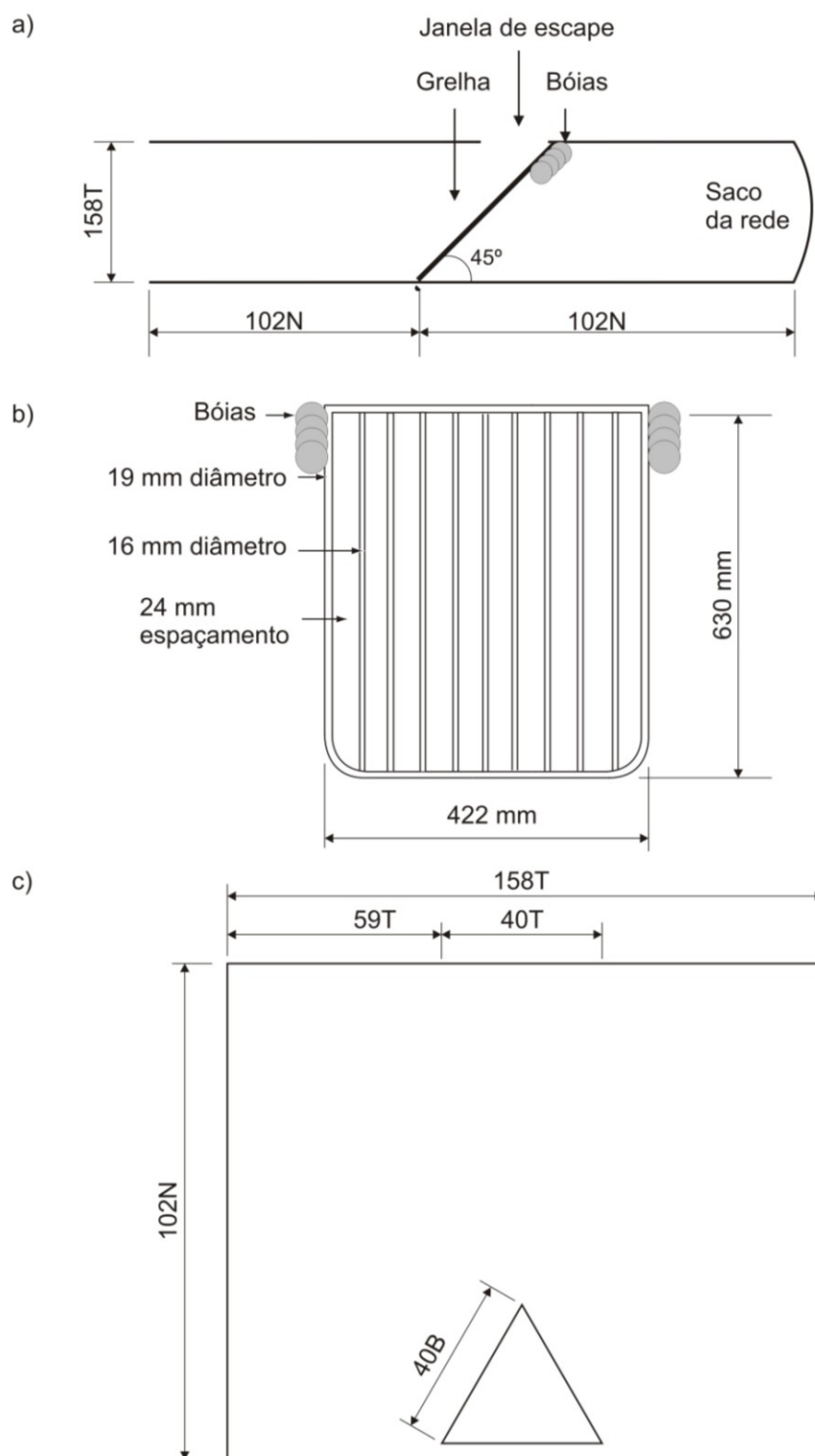


Figura 3 – Especificações técnicas de ensacador com grelha Nordmøre grande, oca e sem painel guia: a) vista lateral do ensacador, b) grelha Nordmøre grande, oca e c) rede do ensacador.

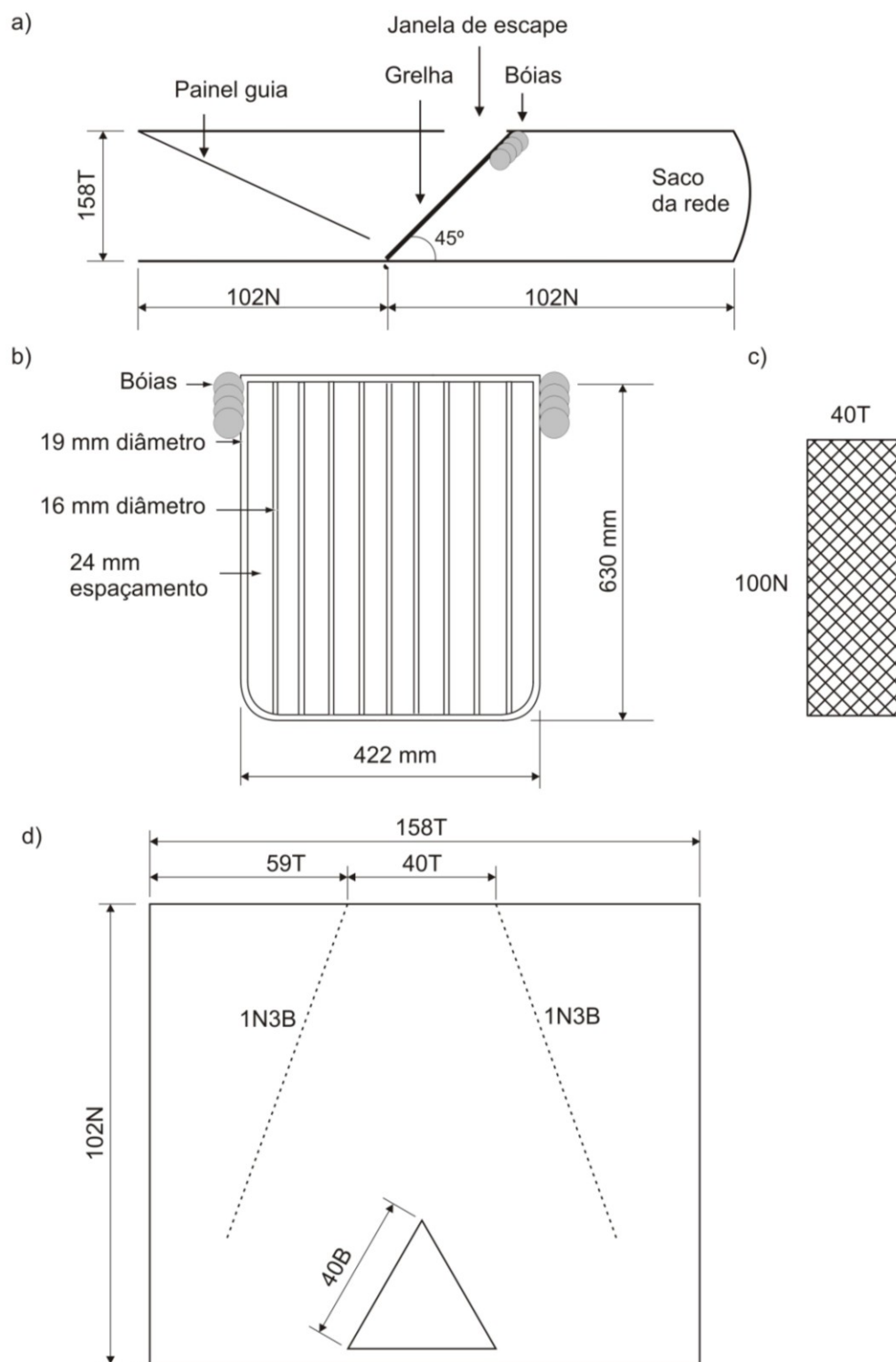


Figura 4 – Especificações técnicas de ensacador com grelha Nordmøre grande, oca e com painel guia: a) vista lateral do ensacador, b) grelha Nordmøre grande, oca, c) painel guia e d) rede do ensacador.

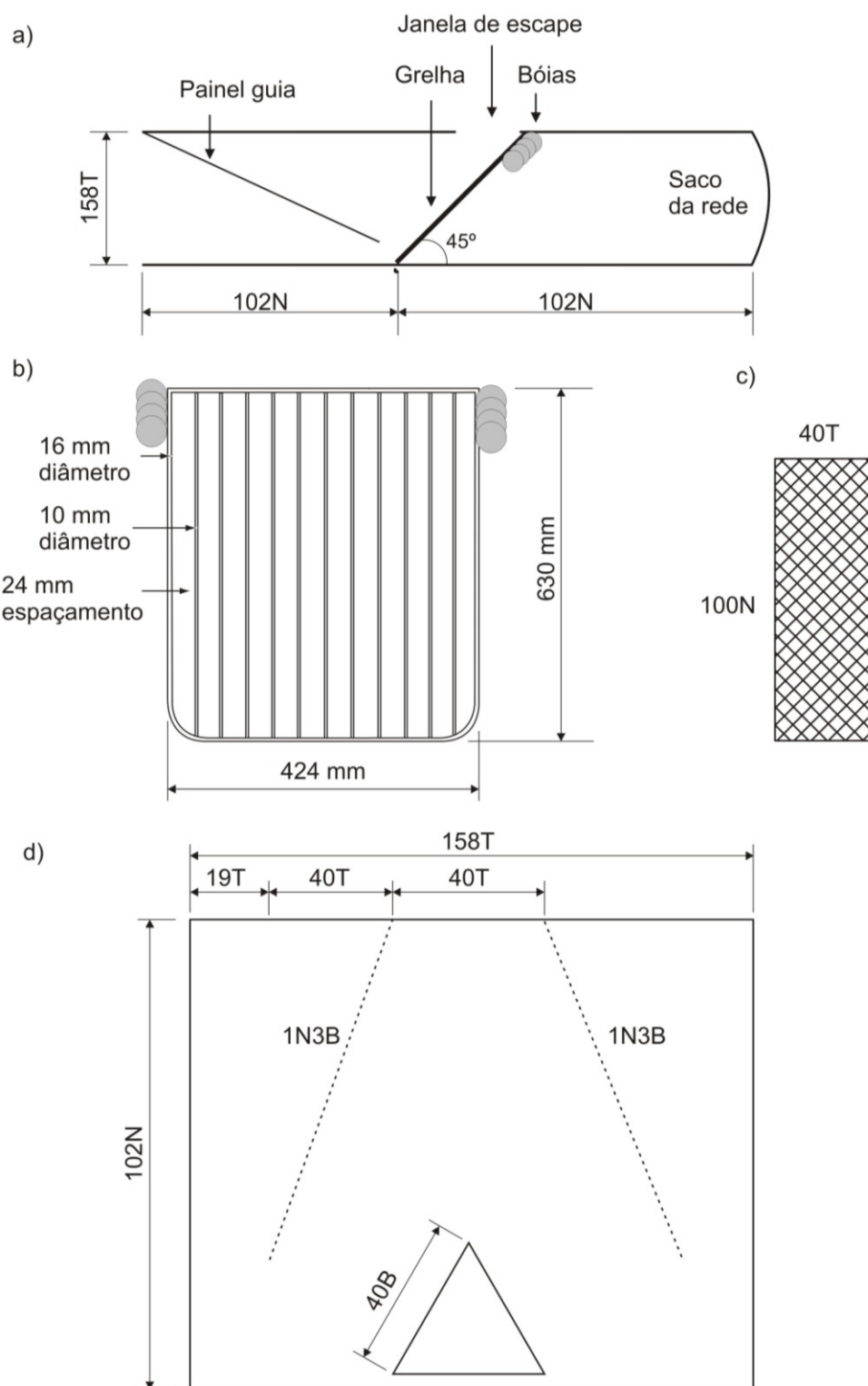


Figura 5 – Especificações técnicas de ensacador com grelha Nordmøre grande, sólida e com painel guia: a) vista lateral do ensacador, b) grelha Nordmøre grande, sólida, c) painel guia e d) rede do ensacador.

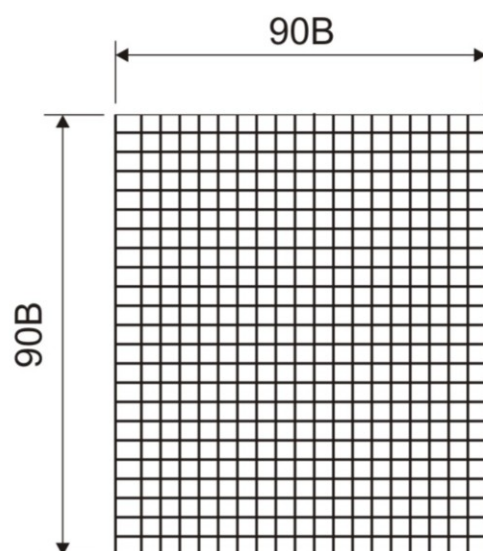


Figura 6 – Especificações técnicas de ensacador de malha quadrada de 32 mm de polietileno, com 4 mm de espessura do fio.

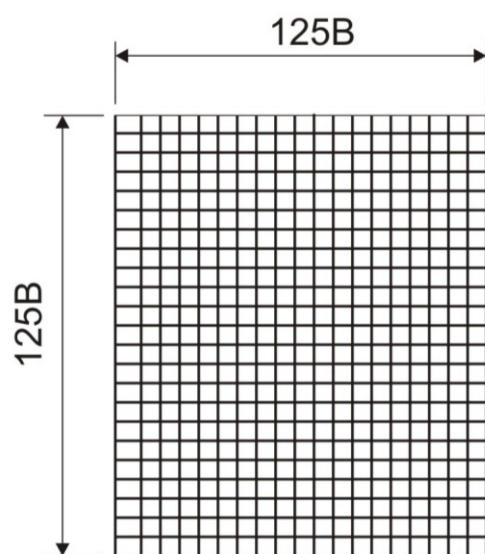


Figura 7 – Especificações técnicas de ensacador de malha quadrada de 30 mm de poliamida, com 1,5 mm de espessura do fio.